

**Eine ganzheitliche Betrachtung von Maßnahmen zur Förderung
potamodromer Fischarten in subalpinen Flüssen am Beispiel der
mittleren Iller**

-

**Fischaufstiegsbewegungen durch Fischwanderhilfen, deren
Eignung als Lebensräume und Auswirkungen von
Restaurierungsmaßnahmen kiesiger Gewässerstrukturen**

**Dissertation zur Erlangung
des naturwissenschaftlichen Doktorgrades (Dr. rer. nat.)
an der Fakultät für Angewandte Informatik
der Universität Augsburg**

Tobias Fabian Epple

Augsburg, September 2020

Diese Dissertation wurde angefertigt
unter der Leitung von Prof. Dr. Arne Friedmann
am Institut für Geographie, Professur für Biogeographie
an der Universität Augsburg

Erstgutachter: Prof. Dr. Arne Friedmann
Zweitgutachter: Prof. Dr. Karl-Friedrich Wetzel
Drittgutachter: Prof. Dr. Hubert Keckeis (extern, Universität Wien, Department
für Funktionelle und Evolutionäre Ökologie)

Tag der Abgabe: 03.09.2020

Tag der mündlichen Prüfung: 22.02.2021

Zusammenfassung

An einer aus fünf Laufwasserkraftwerken bestehenden Kraftwerkskette an der Iller zwischen Altusried und Lautrach (Illerstufen 4 - 8; Schwaben, Bayern) mit einer Fließgewässerlänge von 25 Fkm wurden in drei Kraftwerksunterwasserstrecken mit verschiedenen Methoden auf einer Länge von jeweils rund 300 m kiesige Gewässerstrukturen geschaffen. Zudem wurden alle Kraftwerke mit Fischwanderhilfen durchgängig gestaltet. In einem Monitoringprogramm wurde der Erfolg der verschiedenen Methoden zur Schaffung kiesiger Gewässerstrukturen zur Förderung rheophiler Fischarten, Wanderbewegungen potamodromer Fischarten durch die fünf Fischwanderhilfen und das gesamte Untersuchungsgebiet sowie die Eignung und Nutzung der Fischwanderhilfen als Schlüsselhabitate für verschiedene Fischarten untersucht. Dazu wurden von August 2016 bis Ende 2019 die Fischbestände von 1.500 m langen Gewässerstrecken unterhalb der Kraftwerke sowie in den Fischwanderhilfen mehrmals jährlich erhoben. Die Aufstiegsbewegungen durch die Fischwanderhilfen wurden mit reusenähnlichen Zählbecken dokumentiert. Sowohl bei den Elektrofischungen als auch dem Monitoring der Aufstiegsbewegungen durch die Fischwanderhilfen wurden Fische spezifisch für den Fangort mit Druckinjektionen von Farbstoffen markiert.

Bei den Fischbestandserhebungen wurden Bestandszunahmen von verschiedenen Arten und Altersklassen in den untersuchten Flussabschnitten dokumentiert, vor allem von Äsche (*Thymallus thymallus*) und Barbe (*Barbus barbus*).

Verschiedene Fischarten nutzen die Habitate in den naturnahen Fischwanderhilfen und dem Hauptfluss höchst unterschiedlich. Einzelne Arten verbringen bestimmte Phasen des Lebenszyklus primär in einem der beiden Gewässerkompartimente. Es wurde nachgewiesen, dass naturnahe Fischwanderhilfen als Laichhabitat für kieslaichende Fischarten sowie als Juvenil- und Sommerhabitat eine wichtige Rolle spielen können.

Mit Farbmarkierungen wurden Aufstiegsbewegungen über bis zu vier Fischwanderhilfen hinweg nachgewiesen. Besonders Flussbarsche (*Perca fluviatilis*), Barben und Döbel (*Squalius cephalus*) stiegen in hohen Individuenzahlen über mehrere Fischwanderhilfen hinweg auf. Ebenso wurden Wanderbewegungen über mehrere Fischwanderhilfen auch von stagnophilen Arten wie der Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) aufgezeigt. Es wurden auch Abstiegsbewegungen markierter

Fische über die Wehranlagen hinweg dokumentiert, in hohen Anteilen besonders von Salmoniden wie Bachforelle (*Salmo trutta fario*), Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*), Huchen (*Hucho hucho*) und Saibling (*Salvelinus sp.*).

In den fünf Zählbecken wurden 50.195 Fische aus 30 Arten nachgewiesen. Es wurden mit Generalisierten Linearen Modellen für 17 Fischarten signifikante Zusammenhänge des zeitlichen Musters der in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen mit unterschiedlichen Umweltfaktoren dokumentiert. Die Haupteinflussfaktoren auf die Aufstiegsbewegungen unterscheiden sich zwischen verschiedenen Fischarten und Altersklassen, ebenso deren Reaktion auf signifikante Umweltfaktoren. Bei zahlreichen Arten und Altersklassen wurde jedoch besonders ein Zusammenhang der dokumentierten Individuenzahlen in den Zählbecken mit der Wassertemperatur und Tageslänge aufgezeigt. Die Tageslängen und Wassertemperaturen mit den höchsten Aufstiegszahlen adulter Individuen zeigten dabei bei zahlreichen Arten einen Zusammenhang mit den in bestehender Literatur angegebenen Wassertemperaturen und Zeiträumen der Laichzeit. Besonders bei juvenilen *Cypriniformes* wurden ausgeprägte Aufstiegsbewegungen im Hochsommer bei hohen Wassertemperaturen nachgewiesen.

Aus den Ergebnissen der Untersuchungen der vorliegenden Arbeit wurde ein auf andere Gewässer übertragbares Konzept zur Förderung potamodromer Fischarten in staugeprägten Fließgewässern erarbeitet, welches auf drei Säulen basiert. Als erste Säule müssen Schlüsselhabitate für rheophile Fischarten im Hauptfluss geschaffen werden. Die zweite Säule wird von der Durchgängigkeit mittels Fischwanderhilfen und in natürliche Seitengewässer gebildet. Ist diese sichergestellt, wird die dritte Säule von Schlüsselhabitaten in Fischwanderhilfen und natürlichen Nebengewässern geschaffen, hier sind besonders Laich-, Larval- und Juvenilhabitate von großer Bedeutung. Diese dürfen jedoch nicht die Passierbarkeit der Fischwanderhilfen einschränken. Von bestimmten Arten wie der Nase (*Chondrostoma nasus*) wurden auch nach Schaffung geeigneter Laichhabitate im Hauptfluss weiterhin die Laichhabitate in den Fischwanderhilfen genutzt. Barben (*Barbus barbus*) nutzten während des Untersuchungszeitraums in keiner der Fischwanderhilfen die geschaffenen Kieslaichplätze, eine Fortpflanzung fand ausschließlich im Hauptfluss statt. Die ausbleibende Verbesserung des Fischbestands in der Versuchsstrecke unterhalb der nicht restaurierten Illerstufe 8 zeigt, dass in stark anthropogen degradierten Gewässerstrecken eine alleinige Schaffung von Schlüsselhabitaten in

Fischwanderhilfen zur Förderung rheophiler Fischarten nicht ausreichend ist. Da belegt wurde, dass verschiedene untersuchte Fischarten Schlüsselhabitate ihrer Lebenszyklen auf artspezifisch unterschiedliche Art und Weise sowohl im Hauptfluss als auch in Nebengewässern nutzen, müssen bei Restaurierungsprojekten die Anforderungen der Zielfischarten auf Artebene betrachtet werden. Mit den Daten der vorliegenden Arbeit wurde dokumentiert, dass habitatschaffende Maßnahmen sowohl im Hauptfluss als auch in Nebengewässern, wie z. B. naturnah konstruierten Fischwanderhilfen, umgesetzt werden müssen, um potamodrome Fischarten zu fördern.

English Abstract

At five run-off-river hydropower plants within a 25 km long section of the river Iller between Altusried and Lautrach (Illerstufe 4 - 8, Bavaria, Germany) gravel structures have been built with different methods at three hydropower plant (HPP) tailwater stretches on a length of round 300 m in each case. Furthermore, the river continuity at every HPP has been restored with fish-bypass channels. During a monitoring program, the success of different methods to create gravel structures with the aim to replenish rheophilic fish species, migratory movements of potamodromous fish species through the five fish-bypass channels as well as through the whole project area and the suitability and use of the fish-bypass channels as a compensatory habitat for different phases of the life cycle of selected fish species have been studied. Thereto, the fish stocks of 1.500 m long water stretches downstream of the HPPs and of the fish-bypass channels have been recorded multiple times a year between August 2016 and late 2019. The upstream migration through the fish-bypass channels has been investigated with trap-like fish counting pools. During the record of the fish stocks as well as the investigation of the upstream migration, fish have been marked specific for the location of the catch with injected dyes.

By the records of fish stocks, increases of different fish species and age groups have been documented in the investigated river stretches, mainly of grayling (*Thymallus thymallus*) and barbel (*Barbus barbus*).

Different fish species are using habitats in the fish-bypass channels and the main river very varied. Some species spend single phases of their life-cycle primary in one of both compartments. It has been verified, that fish-bypass channels can play an important role as a spawning habitat for gravel spawning fish species, juvenile habitat and summer habitat for different fish species.

With the injected dyes, upstream migrations over up to four fish-bypass channels have been proven. Especially European perch (*Perca fluviatilis*), barbel and chub (*Squalius cephalus*) migrated in high numbers over multiple fish-bypass channels. Migrations over multiple fish-bypass channels have also been substantiated for stagnophilous species like rudd (*Scardinius erythrophthalmus*). Also, downstream migrations over the spillways of the HPPs of marked fish have been verified, in high numbers especially of salmonids like brown trout (*Salmo trutta fario*), rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), Danube salmon (*Hucho hucho*) and char (*Salvelinus sp.*).

With generalized linear models, significant correlations between the numbers of individuals in the fish counting pools and different abiotic factors have been proven. The main abiotic factors influencing the upstream migration vary between different fish species and age groups, as well as their response to significant abiotic factors. For numerous species and age groups, especially relations between the numbers of individuals in the fish counting pools and the daylength and water temperature have been substantiated. The daylengths and water temperatures with the highest numbers of migrating adult individuals are strongly related to the spawning seasons shown in existing literature. Especially for juvenile *Cypriniformes*, distinctive upstream migrations have been verified during midsummer whilst high water temperatures.

From the results of the studies of this paper, a concept for the support of potamodromous fish species in damned rivers has been compiled, which is applicable for other water bodies of the Danube catchment area and based on three pillars. First, key habitats for rheophilic species must be restored in the main channel of the river. The second pillar is formed by the river continuity with the aid of fish-bypass channels and the (re-)connection of natural tributaries. Once this is ensured, the third pillar is created by key habitats in fish-bypass channels and natural tributaries. Therefore, especially spawning, larvae and juvenile habitats are vitally important, though shall not restrict the passability of the fish-bypass channels. For particular species like the nase (*Chondrostoma nasus*) even after the construction of spawning habitats in the main

river, still spawning habitats in the fish-bypass channels are used. The absence of improvement of the fish stocks in the not restored water stretch downstream of the Illerstufe 8 proves, that in strongly anthropogenic modified river stretches a single construction of key habitats in fish-bypass channels is not enough to support rheophilic fish species. For restoration projects, the requirements of the target species must be considered on species level, as it has been verified, that different fish species use the key habitats of their life-cycles species-specific different both in the main river and in side waters. With the data of this study it has been proven, that habitat restoration projects must be implemented in the main river as well as in side waters like nature-like fish-bypass channels, to improve the stock of potamodromous fish species.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
1.1 Ausformulierung der untersuchten Fragestellungen	4
2. Aktueller Stand der Forschung und allgemeine Grundlagen	5
2.1 Sedimenttransport, Geschiebemanagement und Restaurierung von kiesigen Gewässerstrukturen	5
2.2 Wander- und Ortsbewegungen von Fischen und Fischwanderhilfen	8
2.2.1 Die Bedeutung der Durchgängigkeit sowie Formen von Wander- und Ortsbewegungen von Fischen	8
2.2.2 Methoden zur Untersuchung des Fischaufstiegs durch Fischwanderhilfen	12
2.2.3 Ausgewählte Untersuchungen zu Aufstiegsbewegungen durch Fischwanderhilfen	15
2.2.4 Beeinflussende Faktoren von Wander- und Ortsbewegungen von Fischen: Ergebnisse von Studien zu Umweltfaktoren	24
2.2.5 Untersuchungen und aktueller Wissensstand zu Habitat- und Lebensraumfunktionen von Fischwanderhilfen	28
3. Einführung in das Untersuchungsgebiet	30
3.1 Die Iller	30
3.2 Überblick über die Kraftwerke im Untersuchungsgebiet, deren Unterwasserstrecken und Fischwanderhilfen	37
3.3 Maßnahmen im Projektgebiet zur Verbesserung des fischökologischen Zustands	51
3.4 Beschreibung der Autökologie ausgesuchter Fischarten	56
3.4.1 Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>)	56
3.4.2 Bachforelle (<i>Salmo trutta fario</i>)	59
3.4.3 Huchen (<i>Hucho hucho</i>)	62
3.4.4 Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	63
3.4.5 Bachschmerle (<i>Barbatula barbatula</i>)	66
3.4.6 Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	67
3.4.7 Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	69
3.4.8 Döbel (<i>Squalius cephalus</i>)	71
3.4.9 Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	73
3.4.10 Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	74
3.4.11 Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>)	76
3.4.12 Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>)	78
3.4.13 Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	81
3.4.14 Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)	82
3.4.15 Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	83

3.4.16	Hecht (<i>Esox lucius</i>).....	86
3.4.17	Mühlkoppe (<i>Cottus gobio</i>)	88
3.4.18	Rutte (<i>Lota lota</i>)	89
4.	Material und Methoden	91
4.1	Elektrobefischungen.....	91
4.1.1	Elektrobefischungen der Unterwasserstrecken	91
4.1.2	Elektrobefischungen der Fischwanderhilfen.....	93
4.2	Laichmonitoring.....	94
4.3	Untersuchung der Fischwanderbewegungen durch die Wanderhilfen.....	94
4.3.1	Aufbau und Kontrolle der Zählbecken	95
4.3.2	Markierung von Fischen in den Zählbecken.....	98
4.3.3	Erfassung von abiotischen Umweltfaktoren	99
4.4	Vorgehen bei der Auswertung der Datensätze	103
4.4.1	Auswertung der Elektrobefischungen.....	103
4.4.2	Auswertung der Farbmarkierungen	106
4.4.3	Auswertung des Wandermonitorings durch die FWHS	106
5.	Ergebnisse	110
5.1	Ergebnisse der Elektrobefischungen und des Laichmonitorings	110
5.1.1	Äsche	112
5.1.2	Bachforelle	117
5.1.3	Huchen	122
5.1.4	Regenbogenforelle	126
5.1.5	Barbe	131
5.1.6	Döbel.....	135
5.1.7	Nase.....	141
5.1.8	Weitere Fischarten und Befischungen	145
5.1.9	Nicht-metrische multidimensionale Skalierung	152
5.1.10	Diversität	153
5.1.11	Anteil Individuen rheophiler Fischarten	154
5.1.12	Bewertung des ökologischen Potenzials für die Qualitätskomponente Fische.....	155
5.2	Farbmarkierungen	156
5.2.1	Elektrobefischungen.....	156
5.2.2	Zählbecken	158
5.3	Ergebnisse des Wandermonitorings durch die Fischwanderhilfen	164
5.3.1	Überblick und multivariate Betrachtungen	164
5.3.2	Äsche	168

5.3.3	Bachforelle	184
5.3.4	Huchen	193
5.3.5	Regenbogenforelle	201
5.3.6	Bachschmerle.....	210
5.3.7	Barbe	220
5.3.8	Bitterling	232
5.3.9	Döbel.....	244
5.3.10	Gründling.....	261
5.3.11	Laube	273
5.3.12	Nase.....	287
5.3.13	Rotaugen.....	296
5.3.14	Schleie	308
5.3.15	Schneider	319
5.3.16	Flussbarsch	328
5.3.17	Hecht.....	341
5.3.18	Mühlkoppe	351
5.3.19	Weitere Arten.....	357
5.3.20	Korrelation der betrachteten Umweltfaktoren untereinander	358
6.	Diskussion.....	359
6.1	Elektrobefischungen und Laichmonitoring.....	359
6.1.1	Allgemeine Betrachtung der Elektrobefischung als durchgeführte Methodik zur Fischbestandserhebung im Hauptfluss und den Fischwanderhilfen	359
6.1.2	Äsche	360
6.1.3	Bachforelle	364
6.1.4	Huchen	367
6.1.5	Regenbogenforelle	370
6.1.6	Barbe	372
6.1.7	Döbel.....	375
6.1.8	Nase.....	377
6.1.9	Weitere Arten und Betrachtungen der Ergebnisse der Elektrobefischungen..	381
6.2	Farbmarkierungen	382
6.2.1	Allgemeine Betrachtung von Farbmarkierungen mit Druckinjektionen als verwendete Methodik zur Fischmarkierung.....	382
6.2.2	Ergebnisse der Farbmarkierungen und Wiederfänge markierter Fische	385
6.2.3	Schätzung der Gesamtindividuenzahl des Döbels im Untersuchungsgebiet.....	388
6.2.4	Wiederfänge im selben Zählbecken	389
6.2.5	Auffindbarkeit der Fischwanderhilfen	389

6.3	Fischwanderbewegungen	391
6.3.1	Allgemeine Betrachtung der Zählbecken als Methode zur Untersuchung von Fischwanderbewegungen durch Fischwanderhilfen	391
6.3.2	Allgemeine Betrachtung der Aufstiegs- und Individuenzahlen	392
6.3.3	Äsche	394
6.3.4	Bachforelle	398
6.3.5	Huchen	401
6.3.6	Regenbogenforelle	403
6.3.7	Bachschmerle.....	405
6.3.8	Barbe	407
6.3.9	Bitterling	411
6.3.10	Döbel.....	412
6.3.11	Gründling.....	416
6.3.12	Laube	418
6.3.13	Nase.....	421
6.3.14	Rotauge.....	424
6.3.15	Schleie	427
6.3.16	Schneider	429
6.3.17	Flussbarsch	430
6.3.18	Hecht.....	433
6.3.19	Mühlkoppe	435
6.3.20	Weitere Betrachtungen der Fischwanderbewegungen.....	436
6.4	Bewertung der Maßnahmenpakete des ISOBEL-Projekts.....	439
6.5	Bedeutung der Fischwanderhilfen als Lebensraum für Fische	445
6.6	Erarbeitung eines Konzepts zur Förderung potamodromer Fischarten	447
7.	Offenes Ansprechen von Kritikpunkten an der vorliegenden Arbeit.....	453
8.	Kurzzusammenfassung wichtiger Ergebnisse und Erkenntnisse.....	454
9.	Recap of important results and findings.....	463
10.	Danksagung	471
11.	Literaturverzeichnis	474
12.	Anhang.....	i
I.	Konstruktionszeichnungen der Zählbecken.....	i
II.	Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen Fischarten.....	iv
III.	Korrelationen und p-Werte der Umweltfaktoren untereinander.....	v

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Gestörter Sedimenttransport in einem gestauten Fließgewässer.....	6
Abbildung 2: Gewässergang der Iller am Pegel Kempten (rechts) und Pegel Wiblingen (links).....	31
Abbildung 3: Übersicht über das Untersuchungsgebiet zwischen der Illerstufe 4 bei Altusried und dem Kraftwerk Aitrach.	32
Abbildung 4: Übersicht über die Illerstufe 4 (Altusried) bis Illerstufe 7 (Lautrach).	33
Abbildung 5: Überblick über die Iller zwischen der Illerstufe 4 bei Altusried und der Illerstufe 5 bei Fluhmühle mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW4.	37
Abbildung 6: Überblick über die Illerstufe 4 bei Altusried.	38
Abbildung 7: Längsschnitt der Iller zwischen der Illerstufe 4 (Kraftwerk Altusried) und der Illerstufe 5 (Kraftwerk Fluhmühle) mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW4.	39
Abbildung 8: Überblick über die Iller zwischen der Illerstufe 5 bei Fluhmühle und der Illerstufe 6 bei Legau mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW5.	40
Abbildung 9: Die Illerstufe 5 bei Fluhmühle.	41
Abbildung 10: Überblick über das Unterwasser der Illerstufe 5.	42
Abbildung 11: Längsschnitt der Iller zwischen der Illerstufe 5 (Kraftwerk Fluhmühle) und der Illerstufe 6 (Kraftwerk Legau) mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW5.	42
Abbildung 12: Überblick über die Iller zwischen der Illerstufe 6 bei Legau und der Illerstufe 7 bei Maria Steinbach mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW6.	43
Abbildung 13: Überblick über die Illerstufe 6 bei Legau.	44
Abbildung 14: Längsschnitt der Iller zwischen der Illerstufe 6 (Kraftwerk Legau) und der Illerstufe 7 (Kraftwerk Maria Steinbach) mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW6.	45
Abbildung 15: Längsschnitt durch die Iller zwischen der Illerstufe 7 (Kraftwerk Maria Steinbach) und der Illerstufe 8 (Kraftwerk Lautrach) mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW7.	45
Abbildung 16: Überblick über die Iller zwischen der Illerstufe 7 bei Maria Steinbach und der Illerstufe 8 bei Lautrach mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW7.	46
Abbildung 17: Überblick über die Illerstufe 7 bei Maria Steinbach.	47
Abbildung 18: Überblick über die Illerstufe 8 bei Lautrach.	48
Abbildung 19: Mündung der Fischwanderhilfe FWH8 in das Unterwasser der Illerstufe 8.	49
Abbildung 20: Plan der Restaurierungsmaßnahmen im Unterwasser der Illerstufe 4 nach der Umgestaltung 2018.	53
Abbildung 21: Plan der Restaurierungsmaßnahmen im Unterwasser der Illerstufe 6 nach der Umgestaltung 2018.	54
Abbildung 22: Plan der Restaurierungsmaßnahmen im Unterwasser der Illerstufe 7 nach der Umgestaltung 2018.	55
Abbildung 23: Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>).	57
Abbildung 24: Bachforelle (<i>Salmo trutta fario</i>).	59
Abbildung 25: Huchen (<i>Hucho hucho</i>).	62
Abbildung 26: Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>).	64
Abbildung 27: Bachschmerle (<i>Barbatula barbatula</i>).	66
Abbildung 28: Barbe (<i>Barbus barbus</i>).	68
Abbildung 29: Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>).	70
Abbildung 30: Döbel (<i>Squalius cephalus</i>).	71
Abbildung 31: Laube (<i>Alburnus alburnus</i>).	74
Abbildung 32: Gründling (<i>Gobio gobio</i>).	75
Abbildung 33: Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>).	76
Abbildung 34: Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>).	79

Abbildung 35: Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	81
Abbildung 36: Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)	83
Abbildung 37: Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	84
Abbildung 38: Hecht (<i>Esox lucius</i>)	86
Abbildung 39: Mühlkoppe (<i>Cottus gobio</i>)	88
Abbildung 40: Rutte (<i>Lota lota</i>)	89
Abbildung 41: Zählbecken an der Fischwanderhilfe um die Illerstufe 6.	95
Abbildung 42: Starre Einschwimmreue des Zählbeckens in der Fischwanderhilfe um die Illerstufe 6.	96
Abbildung 43: Barbe aus dem Zählbecken der Fischwanderhilfe um die Illerstufe 4 mit jeweils einer Markierung an beiden Bauchflossen	99
Abbildung 44: Fangzahlen der Äsche bei den Elektrobefischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019.	112
Abbildung 45: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen der Äsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.	113
Abbildung 46: Längenverteilung der Äsche bei Elektrobefischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW)	114
Abbildung 47: Fangzahlen der Äsche in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult	115
Abbildung 48: Fangzahlen der Bachforelle bei den Elektrobefischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019. Es wurden jeweils die Fangergebnisse einer Befischung im Frühjahr und einer Befischung im Herbst summiert.	117
Abbildung 49: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen der Bachforelle, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.	118
Abbildung 50: Längenverteilung der Bachforelle bei Elektrobefischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW)	119
Abbildung 51: Fangzahlen der Bachforelle in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult	120
Abbildung 52: Fangzahlen des Huchens bei den Elektrobefischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019.	122
Abbildung 53: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen des Huchens, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.	123
Abbildung 54: Längenverteilung des Huchens bei Elektrobefischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW)	124
Abbildung 55: Fangzahlen des Huchens in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult	125
Abbildung 56: Links: Laichgrube von Huchen in der FWH7, 02.05.2016.	126
Abbildung 57: Fangzahlen der Regenbogenforelle bei den Elektrobefischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019	126
Abbildung 58: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen der Regenbogenforelle, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.	128

Abbildung 59: Längenverteilung der Regenbogenforelle bei Elektrofischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW).	128
Abbildung 60: Fangzahlen der Regenbogenforelle in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult.	129
Abbildung 61: Fangzahlen der Barbe bei den Elektrofischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019.	131
Abbildung 62: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen der Barbe, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.	132
Abbildung 63: Längenverteilung der Barbe bei Elektrofischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW).	133
Abbildung 64: Fangzahlen der Barbe in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult.	134
Abbildung 65: Fangzahlen des Döbels bei den Elektrofischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019.	135
Abbildung 66: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen des Döbels, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.	137
Abbildung 67: Längenverteilung des Döbels bei Elektrofischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW).	138
Abbildung 68: Fangzahlen des Döbels in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult.	139
Abbildung 69: Fangzahlen der Nase bei den Elektrofischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019.	141
Abbildung 70: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen der Nase, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.	142
Abbildung 71: Längenverteilung der Nase bei Elektrofischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW).	143
Abbildung 72: Fangzahlen der Nase in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult.	144
Abbildung 73: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen weiterer Fischarten in Prozent.	147
Abbildung 74: Fangzahlen weiterer Fischarten in Individuen/100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen um die Illerstufen 4, 5, 6, 7 und 8 (FWH4, FWH5, FWH6, FWH7 und FWH8).	149
Abbildung 75: Fangzahlen der Elektrofischungen der Fischwanderhilfen im späten Winter 2018 („Winterbefischung 2018“) in Individuen/100 m Befischungsstrecke.	151
Abbildung 76: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung der Ähnlichkeit der während den Elektrofischungen in den verschiedenen Probestrecken nachgewiesenen Fischartenzusammensetzungen basierend auf Bray-Curtis Koeffizienten.	152
Abbildung 77: Shannon-Wiener Indizes der Fangergebnisse der Elektrofischungen in den untersuchten Probestrecken.	153
Abbildung 78: Anteil von Individuen rheophiler Fischarten am Gesamtfang der Elektrofischungen in den jeweiligen Probestrecken.	154

Abbildung 79: Ökologisches Potenzial für die Qualitätskomponente Fische in den Unterwasserstrecken UW4, UW5, UW6, UW7 und UW8.	155
Abbildung 80: Anteil der bei Elektrofischungen in den Fischwanderhilfen um die Illerstufen 4 bis 8 (FWH) und Unterwasserstrecken der Illerstufen 4 bis 8 (UW) markierten Fische, die anschließend bei Elektrofischungen in den Kraftwerksunterwasserstrecken des Hauptflusses („Unterwasser“) und Fischwanderhilfen sowie in den Zählbecken wiedergefangen wurden.	157
Abbildung 81: Überblick über die in den Zählbecken markierten Fischarten und Individuenzahlen.	158
Abbildung 82: Überblick über die Individuenzahlen verschiedener Fischarten, von denen Aufstiege über zwei oder mehr Fischwanderhilfen hinweg dokumentiert wurden.	159
Abbildung 83: Überblick über die Anteile von markierten Fischen, die über zwei und mehr Fischwanderhilfen hinweg aufgestiegen oder in dem gleichen Zählbecken, in dem sie markiert worden sind, erneut gefangen wurden.	160
Abbildung 84: Anteile der in einem Zählbecken markierten Flussbarsche, die im stromaufliegenden Zählbecken wiedergefangen wurden.	161
Abbildung 85: Aufstiegsbewegung einer Rotfeder mit 26 cm Gesamtlänge über drei Fischwanderhilfen hinweg.	161
Abbildung 86: Aufstiegsbewegung eines Huchens mit 57 cm Gesamtlänge innerhalb von 20 Stunden über zwei Fischwanderhilfen hinweg und deformierte Schwanzflosse des Huchens.	162
Abbildung 87: Übersicht über vier Nachweise eines Huchens mit mehreren Auf- und Abstiegsbewegungen.	163
Abbildung 88: Individuenzahlen der vom 15.08.2016 bis 31.12.2019 in den fünf Zählbecken der FWHs des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Fischarten.	165
Abbildung 89: Dendrogramm der Ähnlichkeit des zeitlichen Musters der Nachweise (Individuen/Kontrolle) der dokumentierten Fischarten und -altersklassen in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets.	166
Abbildung 90: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung der Ähnlichkeit des zeitlichen Musters der Nachweise (Individuen/Kontrolle) der in den fünf Zählbecken des Untersuchungsgebiets dokumentierten Fischarten und -altersklassen, basierend auf Bray-Curtis Koeffizienten.	167
Abbildung 91: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen.	168
Abbildung 92: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	169
Abbildung 93: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	170
Abbildung 94: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Äschen.	171
Abbildung 95: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.	172
Abbildung 96: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.	173
Abbildung 97: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den	

Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.....	174
Abbildung 98: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Mondphase.....	175
Abbildung 99: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.....	176
Abbildung 100: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.....	177
Abbildung 101: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Äschen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.....	178
Abbildung 102: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.....	179
Abbildung 103: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Äschen, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erderschütterungen.....	180
Abbildung 104: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Äschen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.....	181
Abbildung 105: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Äschen.....	182
Abbildung 106: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachforellen.....	184
Abbildung 107: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachforellen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.....	185
Abbildung 108: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachforellen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.....	186
Abbildung 109: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Bachforellen.....	187
Abbildung 110: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Bachforellen, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.....	188
Abbildung 111: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Bachforellen.....	189
Abbildung 112: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Bachforellen, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.....	190
Abbildung 113: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Bachforellen, in Abhängigkeit von der Mondphase.....	191

Abbildung 114: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Bachforellen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.	192
Abbildung 115: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Huchen.	193
Abbildung 116: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Huchen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	194
Abbildung 117: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Huchen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	195
Abbildung 118: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Huchen.	196
Abbildung 119: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den FWHs des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Huchen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.	196
Abbildung 120: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Huchen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erderschütterungen.	197
Abbildung 121: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Huchen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.	198
Abbildung 122: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Huchen.	199
Abbildung 123: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Huchen, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.	200
Abbildung 124: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Regenbogenforellen.	201
Abbildung 125: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Regenbogenforellen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	202
Abbildung 126: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Regenbogenforellen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	203
Abbildung 127: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Regenbogenforellen.	204
Abbildung 128: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Regenbogenforellen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.	204
Abbildung 129: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Regenbogenforellen.	205

Abbildung 130: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Regenbogenforellen, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.	206
Abbildung 131: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Regenbogenforellen, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.....	207
Abbildung 132: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Regenbogenforellen, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.	208
Abbildung 133: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Regenbogenforellen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.	209
Abbildung 134: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen.	210
Abbildung 135: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	211
Abbildung 136: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	212
Abbildung 137: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen der Bachschmerle.	213
Abbildung 138: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.	214
Abbildung 139: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.	215
Abbildung 140: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.	216
Abbildung 141: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.	217
Abbildung 142: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erderschütterungen.	218
Abbildung 143: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.	219
Abbildung 144: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Barben.	220
Abbildung 145: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Barben, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	221

Abbildung 146: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Barben, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	222
Abbildung 147: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Barben.	223
Abbildung 148: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Barben, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.	224
Abbildung 149: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Barben, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.	225
Abbildung 150: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Barben, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.	226
Abbildung 151: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Barben, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.	226
Abbildung 152: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Barben.	227
Abbildung 153: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Barben, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.	228
Abbildung 154: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Barben, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.	229
Abbildung 155: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Barben, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit.	230
Abbildung 156: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Barben, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.	231
Abbildung 157: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge.	232
Abbildung 158: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	233
Abbildung 159: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	234
Abbildung 160: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen des Bitterlings.	235
Abbildung 161: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Abflusses der Iller.	236
Abbildung 162: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.	237

Abbildung 163: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit.	238
Abbildung 164: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.....	239
Abbildung 165: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.	240
Abbildung 166: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.....	241
Abbildung 167: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Differenz der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.....	242
Abbildung 168: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.	243
Abbildung 169: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel.	244
Abbildung 170: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	245
Abbildung 171: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	246
Abbildung 172: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Döbel.....	247
Abbildung 173: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.	248
Abbildung 174: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.....	249
Abbildung 175: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.....	250
Abbildung 176: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Mondphase.	251
Abbildung 177: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit.	252
Abbildung 178: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.	253

Abbildung 179: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.....	254
Abbildung 180: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.	255
Abbildung 181: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von der Differenz der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.	256
Abbildung 182: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erderschütterungen.....	257
Abbildung 183: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.....	258
Abbildung 184: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.	259
Abbildung 185: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Döbel.	260
Abbildung 186: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge.....	261
Abbildung 187: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.....	262
Abbildung 188: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Tageslänge.....	263
Abbildung 189: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen des Gründlings.	264
Abbildung 190: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.....	265
Abbildung 191: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.....	266
Abbildung 192: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.	267
Abbildung 193: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.....	268
Abbildung 194: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.	268
Abbildung 195: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.....	269

Abbildung 196: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.	270
Abbildung 197: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erderschütterungen.	271
Abbildung 198: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.	272
Abbildung 199: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben.	273
Abbildung 200: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	274
Abbildung 201: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	275
Abbildung 202: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen der Laube.	276
Abbildung 203: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.	277
Abbildung 204: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.	277
Abbildung 205: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.	278
Abbildung 206: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Mondphase.	279
Abbildung 207: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit.	279
Abbildung 208: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.	280
Abbildung 209: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.	281
Abbildung 210: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.	282
Abbildung 211: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Differenz der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.	283
Abbildung 212: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erderschütterungen.	284

Abbildung 213: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.	285
Abbildung 214: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.	286
Abbildung 215: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Nasen.	287
Abbildung 216: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Nasen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	288
Abbildung 217: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Nasen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	289
Abbildung 218: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Nasen.	290
Abbildung 219: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Nasen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.	290
Abbildung 220: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Nasen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.	291
Abbildung 221: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Nasen.	292
Abbildung 222: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Nasen, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.	293
Abbildung 223: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Nasen, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.	294
Abbildung 224: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Nasen, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.	294
Abbildung 225: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Nasen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.	295
Abbildung 226: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Rotaugen.	296
Abbildung 227: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Rotaugen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	297
Abbildung 228: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Rotaugen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	298
Abbildung 229: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Rotaugen.	299

Abbildung 230: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Rotaugen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.	299
Abbildung 231: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Rotaugen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.	300
Abbildung 232: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Rotaugen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.	301
Abbildung 233: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Rotaugen.	302
Abbildung 234: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Rotaugen, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.	303
Abbildung 235: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Rotaugen, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.	304
Abbildung 236: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Rotaugen, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit.	305
Abbildung 237: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Rotaugen, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.	306
Abbildung 238: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Rotaugen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.	307
Abbildung 239: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schleien.	308
Abbildung 240: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schleien, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	309
Abbildung 241: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schleien, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	310
Abbildung 242: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Schleien.	311
Abbildung 243: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schleien, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.	312
Abbildung 244: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Schleien, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.	313
Abbildung 245: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Schleien, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.	314

Abbildung 246: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Schleien, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.	315
Abbildung 247: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Schleien, in Abhängigkeit von der Differenz der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag	316
Abbildung 248: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Schleien.	317
Abbildung 249: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Schleien, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.	318
Abbildung 250: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider.	319
Abbildung 251: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	320
Abbildung 252: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	321
Abbildung 253: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen des Schneiders.	322
Abbildung 254: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.	323
Abbildung 255: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.	324
Abbildung 256: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.	325
Abbildung 257: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der Differenz der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.	326
Abbildung 258: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erderschütterungen.	326
Abbildung 259: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag	327
Abbildung 260: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche.	328
Abbildung 261: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	329
Abbildung 262: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	330

Abbildung 263: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Flussbarsche.	331
Abbildung 264: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.	332
Abbildung 265: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.	333
Abbildung 266: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Mondphase.	334
Abbildung 267: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.	334
Abbildung 268: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erderschütterungen.	335
Abbildung 269: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Flussbarsche.	336
Abbildung 270: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Flussbarsche, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.	337
Abbildung 271: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Flussbarsche, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit.	338
Abbildung 272: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Flussbarsche, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.	339
Abbildung 273: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Flussbarsche, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.	339
Abbildung 274: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Flussbarsche, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.	340
Abbildung 275: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Hechte.	341
Abbildung 276: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Hechte, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.	342
Abbildung 277: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Hechte, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.	343
Abbildung 278: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Hechte.	344

Abbildung 279: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Hechte, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.....	345
Abbildung 280: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Hechte, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.	346
Abbildung 281: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Hechte.	347
Abbildung 282: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Hechte, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.	348
Abbildung 283: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Hechte, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.	349
Abbildung 284: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Hechte, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.....	350
Abbildung 285: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkuppen.	351
Abbildung 286: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkuppen, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.....	352
Abbildung 287: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkuppen, in Abhängigkeit von der Tageslänge.....	353
Abbildung 288: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen der Mühlkoppe.	354
Abbildung 289: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkuppen, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.	355
Abbildung 290: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkuppen, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.	355
Abbildung 291: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkuppen, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.	356
Abbildung 292: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkuppen, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.....	357
Abbildung 293: Korrelation (Pearson linear r) der untersuchten Umweltfaktoren untereinander....	358
Abbildung 294: Abfluss (Tagesmittelwert) der Iller in m ³ /s am Pegel Kempten sowie die Laichzeit der Äsche.	361
Abbildung 295: Vereinfachter Überblick über die während ausgesuchter Stadien des Lebenszyklus der Äsche im Untersuchungsgebiet genutzten untersuchten Gewässerkompartimente.	363
Abbildung 296: Zusammenhang zwischen der Anzahl von Laichgruben der Bachforelle in der Fischwanderhilfe (FWH) um die Illerstufe 7 und der Gesamtmenge des im Unterwasser der Illerstufe 7 in den Hauptfluss zugegebenen Geschiebes.	365
Abbildung 297: Vereinfachter Überblick über die während ausgesuchter Stadien des Lebenszyklus der Bachforelle im Untersuchungsgebiet genutzten untersuchten Gewässerkompartimente.	367

Abbildung 298: Abfluss (Tagesmittelwert) der Iller in m ³ /s am Pegel Kempten sowie die Laichzeit des Huchens.	368
Abbildung 299: Vereinfachter Überblick über die während ausgesuchter Stadien des Lebenszyklus des Huchens im Untersuchungsgebiet genutzten untersuchten Gewässerkompartimente.	369
Abbildung 300: Abfluss (Tagesmittelwert) der Iller in m ³ /s am Pegel Kempten sowie die Laichzeit der Barbe.	373
Abbildung 301: Vereinfachter Überblick über die während ausgesuchter Stadien des Lebenszyklus der Barbe im Untersuchungsgebiet genutzten untersuchten Gewässerkompartimente.	374
Abbildung 302: Abfluss (Tagesmittelwert) der Iller in m ³ /s am Pegel Kempten sowie die Laichzeit des Döbels.	376
Abbildung 303: Vereinfachter Überblick über die während ausgesuchter Stadien des Lebenszyklus des Döbels im Untersuchungsgebiet genutzten untersuchten Gewässerkompartimente.	377
Abbildung 304: Abfluss (Tagesmittelwert) der Iller in m ³ /s am Pegel Kempten sowie die Laichzeit der Nase.	378
Abbildung 305: Ausgesuchte Stadien des Lebenszyklus der Nase an der Illerstufe 6.	379
Abbildung 306: Vereinfachter Überblick über die während ausgesuchter Stadien des Lebenszyklus der Nase im Untersuchungsgebiet genutzten untersuchten Gewässerkompartimente.	380
Abbildung 307: Von Wilhelm Nowotny entworfener und angefertigter Aufsatz für die zur Fischmarkierung verwendeten Akra Dermojets, um deren Druck bei der Farbinjektion zu vermindern.	383
Abbildung 308: Farbinjektion unter der Oberhaut eines mit Aufsatz auf dem Akra Dermojet markierten Hechtes, der mit der Angel gefangen wurde.	384
Abbildung 309: Schätzung der Gesamtindividuenzahl von Döbeln mit einer Gesamtlänge über 20 cm im Untersuchungsgebiet mit den Fang-Wiederfang-Zahlen der bei den Elektrobefischungen in den UWs gefangenen und markierten Individuen mittels der Schnabel-Methode.	388
Abbildung 310: Von NÄSLUND (1989) untersuchte Methoden, Flussbausteine in ein Fließgewässer einzubringen.	441
Abbildung 311: Vereinfachter Überblick über die während ausgesuchter Stadien des Lebenszyklus verschiedener Fischarten im Untersuchungsgebiet genutzten untersuchten Gewässerkompartimente.	448
Abbildung 312: Dreisäuliges Konzept zur Förderung potamodromer rheophiler Fischarten in staugeprägten Fließgewässern.	449

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über Vor- und Nachteile verschiedener Methoden zur Untersuchung von Fischwanderbewegungen durch Fischwanderhilfen. Hellgraues Feld: ja/möglich. Dunkelgraues Feld: nein/nicht möglich.	14
Tabelle 2: Potenzialzönosen der als HMWB eingestuften Fließwasserkörper der Iller (Quelle: verändert nach FISCHEREIFACHBERATUNG DES BEZIRKS SCHWABEN, 2019).	36
Tabelle 3: Übersicht über die Fischwanderhilfen im Untersuchungsgebiet.	50
Tabelle 4: Übersicht über die Restaurierungsmaßnahmen in den Unterwasserstrecken der Illerstufen 4 bis 8. Stand: Dezember 2019.	51
Tabelle 5: Übersicht über das Datum der Elektrobefischungen im Frühjahr und Herbst in den Unterwasserstrecken des Untersuchungsgebiets (UW4, UW5, UW6, UW7, UW8) in den Jahren 2016 bis 2019.	91
Tabelle 6: Übersicht über das Datum der Elektrobefischungen in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets (FWH4, FWH5, FWH6, FWH7, FWH8) in den Jahren 2017 bis 2019.	94
Tabelle 7: Überblick über die Frequenz der Kontrolle der Zählbecken in den fünf Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets.	98
Tabelle 8: Vergleich der Tageslänge mit dem Datum (+/- 1 Tag) während des Projektzeitraums.	101
Tabelle 9: Übersicht über die bei Elektrobefischungen im Hauptfluss (Befischungsstrecken UW4, UW5, UW6, UW7 und UW8) und den Fischwanderhilfen (Befischungsstrecken FWH4, FWH5, FWH6, FWH7 und FWH8) sowie in den Zählbecken der Fischwanderhilfen nachgewiesenen Fischarten.	110
Tabelle 10: Überblick über die Individuenzahlen der summiert bei allen Elektrobefischungen im Hauptfluss (Befischungsstrecken UW4, UW5, UW6, UW7 und UW8, 35 Befischungen) und in den Fischwanderhilfen (Befischungsstrecken FWH4, FWH5, FWH6, FWH7 und FWH8, 20 Befischungen) nachgewiesenen Fischarten.	111
Tabelle 11: Übersicht über die während des Laichmonitorings in den Fischwanderhilfen dokumentierten Laichaktivitäten der Bachforelle.	121
Tabelle 12: Übersicht über die während des Laichmonitorings dokumentierten Laichaktivitäten des Döbels.	140
Tabelle 13: Übersicht über die während des Laichmonitorings dokumentierten Laichaktivitäten der Nase.	145
Tabelle 14: Überblick über die Individuenzahlen der während der Elektrobefischungen in den Unterwasserstrecken gefangenen weiteren Fischarten.	146
Tabelle 15: Arten und Anzahlen der Fische, die bei Elektrobefischungen in den Unterwasserstrecken (UWs) und Fischwanderhilfen (FWHs) der Illerstufen 4 bis 8 markiert sowie bei Elektrobefischungen und in den Zählbecken wiedergefangen wurden.	156
Tabelle 16: Mindestlänge der Wanderdistanz der längsten im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Aufstiegsbewegung verschiedener Fischarten, deren Migrationsdistanz nach JUNGWIRTH et al. (2003) sowie deren nachgewiesene maximale aufwärtsgerichtete Wanderdistanz aus einer Literaturübersicht von ZITEK et al. (2007).	387
Tabelle 17: Korrelation verschiedener baulicher Eigenschaften der Fischwanderhilfen um die Illerstufen 4, 5, 6 und 7 (FWH4, FWH5, FWH6 und FWH7) mit dem Anteil der im Zählbecken der stromab liegenden Fischwanderhilfe (FWH) markierten Flussbarsche, die in der betrachteten FWH wiedergefangen wurden.	390

Abkürzungsverzeichnis

EG-WRRL	EG-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG
Fkm	Flusskilometer
FWH	Fischwanderhilfe
FWH4	Fischwanderhilfe um die Illerstufe 4 bei Altusried
FWH5	Fischwanderhilfe um die Illerstufe 5 bei Fluhmühle
FWH6	Fischwanderhilfe um die Illerstufe 6 bei Legau/Sack
FWH7	Fischwanderhilfe um die Illerstufe 7 bei Maria Steinbach
FWH8	Fischwanderhilfe um die Illerstufe 8 bei Lautrach
FWHs	Fischwanderhilfen; Summe aller Fischwanderhilfen (FWH4 - FWH8) des Untersuchungsgebiets
MQ	Mittelwasserabfluss
UW	Kraftwerksunterwasserstrecke
UW4	Unterwasserstrecke (1.500m) des Kraftwerks Illerstufe 4 bei Altusried
UW5	Unterwasserstrecke (1.500m) des Kraftwerks Illerstufe 5 bei Fluhmühle
UW6	Unterwasserstrecke (1.500m) des Kraftwerks Illerstufe 6 bei Legau/Sack
UW7	Unterwasserstrecke (1.500m) des Kraftwerks Illerstufe 7 bei Maria Steinbach
UW8	Unterwasserstrecke (1.500m) des Kraftwerks Illerstufe 8 bei Lautrach
UWs	Unterwasserstrecken; Summe aller Befischungsstrecken (UW4 - UW8) des Hauptflusses Iller

1. Einleitung

Die größte Ursache des weltweiten Artensterbens ist die Landnutzung des Menschen (SALA et al., 2000). Diese hat auch auf Fließgewässer starke Auswirkungen, infolgedessen es zu einer massiven Degradation der Gewässer kommt, welche gravierende Auswirkungen auf deren Biozönosen hat und sich letztendlich auch auf den Menschen negativ auswirkt (AARTS et al., 2004; KRUK, 2007; TEEB, 2010; JUNIOR et al., 2015). Die Nutzung von Fließgewässern weist auf eine lange Geschichte zurück (LEIDEL & FRANZ, 1998; JÜRGING et al., 2005; HAIDVOGEL, 2008; REITH, 2011). Aufgrund von Begradigungen kam es zu einer starken Eintiefung von Fließgewässern (DICKHAUT et al., 2006). Dies wurde durch den umfangreichen Bau von Querbauwerken versucht zu verhindern. Parallel wurden diese auch zur Energiegewinnung genutzt. Der Bau von Querbauwerken und Aufstauungen wurden anfangs teilweise auch als ökologische Aufwertung der Gewässerlandschaft angesehen (KRAUS, 1957). Nach und nach wurden jedoch zahlreiche und deutliche negative Auswirkungen der Aufstauung und massiven Verbauung von Fließgewässern auf ihre Fauna dokumentiert. Dadurch zählen Fließgewässer mittlerweile zu den bedrohtesten Ökosystemen weltweit (KNUTSON & KLAAS, 1998; GEIST, 2011). Besonders der intensive Bau von Stauwehren und die daraus resultierende Veränderung des Abflussregimes und Fragmentierung zeigen große Auswirkungen auf die Biodiversität der Flüsse (McCULLY, 1996; ROSENBERG et al., 1997; SANTOS et al., 2006; HABIT et al., 2007; MUELLER et al., 2011). Davon sind neben Langstreckenwanderfischen besonders rheophile Kieslaicher betroffen (SCHIEMER & SPINDLER, 1989). Mittlerweile wird mehr als die Hälfte der rheophilen Fischarten Bayerns in eine der fünf Gefährdungskategorien der Roten Liste eingestuft und die Artenzusammensetzung in einem Großteil der bayerischen Fließgewässerstrecken ist gestört (BOHL et al., 2003; SCHUBERT et al., 2018). Die Wiederherstellung einer intakten Fischfauna stellt weltweit eine Herausforderung dar (COWX & COLLARES-PEREIRA, 2002).

Dieser Entwicklung will die Europäische Union mit der Verabschiedung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) im Jahr 2000 entgegenzutreten (Richtlinie 2000/60/EG), welche eine rechtliche Basis für den Gewässerschutz geschaffen und europaweit geltende Umweltziele für den Schutz von Oberflächen- und Grundgewässern aufgestellt hat (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, 2015). Das wichtigste Ziel der EG-WRRL ist es, einen „guten ökologischen Zustand“ aller

Gewässer bis 2027 zu erreichen. Eine Verschlechterung des Gewässerzustands ist dauerhaft zu verhindern und grundsätzlich verboten (HOLLERT et al., 2007). Unter bestimmten Umständen erlaubt die EG-WRRL, Gewässer, bei denen sich dieses Ziel nicht realisieren lässt, als „künstliche“ oder „erheblich veränderte“ Oberflächengewässern (heavily modified waterbodies – HMWB) auszuweisen (CIS-ARBEITSGRUPPE 2.2, 2002). Bei derartigen Wasserkörpern werden dauerhafte Sonder- und Ausnahmeregelungen angewendet, wonach nicht der „gute ökologische Zustand“ sondern das „gute ökologische Potenzial“ als das Umweltziel des Maßnahmenprogramms der EG-WRRL gilt (CIS-ARBEITSGRUPPE 2.2, 2002; KÖCK, 2009). Das gute ökologische Potenzial beschreibt den Gewässerzustand, der nach Ausführung aller Maßnahmen zur Begrenzung des ökologischen Schadens, die ohne Einschränkung der Nutzung möglich sind, erreichbar ist (CIS-ARBEITSGRUPPE 2.2; IRMER & RECHENBERG, 2004).

Neben einer guten Wasserqualität und natürlichen Dynamik ist vor allem die Durchgängigkeit von großer Bedeutung zur Erreichung des guten Zustands, welche nicht durch Querbauwerke oder Verrohrungen unterbrochen werden darf (BECKER & REBSCH, 2006). Da Unterbrechungen der Durchgängigkeit auf zahlreiche Fischarten deutlich negative Auswirkungen haben (ZITEK et al., 2007), ist es unerlässlich, die Konnektivität der Fließgewässer wiederherzustellen. Eine Möglichkeit hierzu stellen Fischwanderhilfen dar, deren Funktionalität für den Fischeaufstieg bereits zahlreich für verschiedene Bauarten gezeigt werden konnte (z. B. BORN, 1995; JENSEN & AASS, 1995; BUNT et al., 1999; AARESTRUP et al., 2003; CALLES & GREENBERG, 2005; KNAEPKENS et al., 2005; SANTOS et al., 2005; ZITEK et al., 2007). Dennoch sind FWHs teilweise nicht unumstritten (PELICICE & AGOSTINHO, 2008). Weniger bekannt ist jedoch, welche Umweltfaktoren genau die Wanderbewegungen heimischer potamodromer Fischarten durch Fischwanderhilfen beeinflussen. Die Wechselwirkungen zwischen äußeren, abiotischen Umweltfaktoren und Fischeaufstiegsbewegungen sind in Teilen nicht geklärt, zumal auch wissenschaftliche Langzeituntersuchungen fehlen (SCHWEVERS & ADAM, 2006). Deshalb soll im Rahmen dieser Arbeit untersucht werden, wann die Hauptwanderbewegungen einzelner Fischarten und deren Altersklassen durch FWHs stattfinden und welche Umweltfaktoren dabei in welcher Ausprägung die Wanderbewegungen beeinflussen. Ein Verständnis der Wanderbewegungen ist besonders auch im Kontext der globalen Erwärmung und des Klimawandels sowie der

damit verbundenen Transformation und Verschiebung von Ökosystemen von hoher Bedeutung (IPCC, 2018).

Neben der fehlenden Durchgängigkeit ist ein weiterer Hauptgrund für den Rückgang von rheophilen Fischarten der aus menschlichen Eingriffen hervorgehende Verlust von geeigneten Laich- und Jungfischhabitaten (JUNGWIRTH et al., 2003, PANDER & GEIST, 2010). Besonders Larven von rheophilen *Cypriniformes* wie Barbe (*Barbus barbus*) oder Nase (*Chondrostoma nasus*) benötigen flache und strömungsberuhigte Gewässerrandbereiche als Jungfischhabitat (KECKEIS et al., 1997; BARAS & NINDABA, 1999). Diese gehen durch Kanalisierungen verloren (LEUNER et al., 2000). Durch Aufstauungen kommt es zu einem veränderten Feststoffgehalt von Fließgewässern, wodurch der natürliche Geschiebetransport eingeschränkt wird (PATT et al., 2004). Daraus resultiert ein Mangel an Geschiebe in den Unterwasserstrecken von Stauhaltungen, was dort zu einem Verlust von Kieslaichplätzen führt. Im Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit wurden in drei Kraftwerksunterwasserstrecken verschiedene Methoden erprobt, um mittels Geschiebezugaben kiesige Gewässerstrukturen zu schaffen. Dadurch sollen die dort fehlenden Schlüsselhabitate wiederhergestellt werden. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird untersucht, wie sich die umgesetzten Restaurierungsmaßnahmen auf den Fischbestand auswirken.

Eine weitere Erkenntnis ist, dass naturnah gebaute FWHs nicht nur reine Wanderkorridore darstellen, sondern auch eine Rolle als Lebensraum spielen können (JUNGWIRTH, 1996; PANDER et al., 2013). Es wurde bereits gezeigt, dass in FWHs in Bezug auf das gesamte Flusssystem die höchste Dichte und Biomasse von Fischen zu finden ist (PANDER & GEIST, 2015). Beim Bau der FWHs im Untersuchungsgebiet lag daher neben der Schaffung der Durchgängigkeit ein Schwerpunkt darin, die Eigenschaften der FWHs als Lebensraum für Fische zu optimieren und Fischen in diesen geeignete Schlüsselhabitate zu bieten. Es ist für viele Fischarten bekannt, dass sie in verschiedenen Alters- und Größenklassen höchst unterschiedliche Habitate nutzen (HUBER & KIRCHHOFER, 1998; BARAS & NINDABA, 1999; BISCHOFF & FREYHOF, 1999; NYKÄNEN & HUUSKO, 2003; NYKÄNEN, 2004; MELCHER & SCHMUTZ, 2010; SCHLUDERMANN et al., 2012). Daher wird im Rahmen dieser Arbeit untersucht, ob sich verschiedene Alters- und Größenklassen einzelner Fischarten primär im Hauptfluss oder in den FWHs aufhalten, ob es Wechselbeziehungen zwischen beiden Gewässerkompartimenten gibt und wie Fischarten die FWHs als Lebensraum nutzen.

1.1 Ausformulierung der untersuchten Fragestellungen

- Wie wirken sich die umgesetzten Restaurierungsmethoden zur Schaffung kiesiger Gewässerstrukturen in frei fließenden Kraftwerksunterwasserstrecken sowie zur Habitatschaffung und Anbindung in FWHs auf den Fischbestand aus?
- Wann finden die Hauptwanderbewegungen von im Untersuchungsgebiet vorkommenden potamodromen Fischarten durch die FWHs statt? Welche abiotischen Umweltfaktoren beeinflussen in welcher Ausprägung die zeitlichen Muster der Wanderung verschiedener Fischarten und -altersklassen durch die FWHs?
- Welche Distanzen legen Fische bei der Wanderung durch das Untersuchungsgebiet zurück? Finden auch Abdriftbewegungen über Wehranlagen statt?
- Welche Wechselbeziehungen zwischen den Gewässerkompartimenten „FWH“ und „Hauptfluss“ gibt es? Wie werden FWHs als Lebensräume genutzt? Nutzen verschiedene Fischarten während ihres Lebenszyklus bevorzugt Schlüsselhabitate im Hauptfluss oder in den FWHs?

2. Aktueller Stand der Forschung und allgemeine Grundlagen

2.1 Sedimenttransport, Geschiebemanagement und Restaurierung von kiesigen Gewässerstrukturen

Alle Flüsse transportieren Sedimente. Dabei werden Feinsedimente meist schwebend in der Wassersäule fortbewegt, wohingegen das Grobsediment vor allem über die Gewässersohle bewegt und als Geschiebe bezeichnet wird (FRINGS & MAAS, 2018). Durch Querbauwerke kommt der natürliche Geschiebetransport häufig zum Erliegen, wodurch Stauseen als Geschiebefallen wirken (KONDOLF, 1997; BATALLA, 2003; KONDOLF, 2014; Abb. 1). Oberhalb von Querbauwerken kann es dadurch zu Verlandungen durch Ablagerungen von Geschiebe und Feinsedimenten kommen (KONDOLF, 1997; BATALLA, 2003; HABERSACK et al., 2013; FRINGS & MAAS, 2018; Abb. 1). Hierdurch nimmt die Speicherkapazität von Stauseen ab und es kann eine Verschlechterung der Wasserqualität, beispielsweise durch Eutrophierung, resultieren (BATALLA, 2003). Durch den Verlust der Sedimentkontinuität entsteht in den Kraftwerksunterwasserstrecken häufig ein Mangel an Geschiebe, welcher durch den Abtransport des vorhandenen Geschiebes und einem fehlenden Nachtransport aus dem Oberwasser bedingt ist (KONDOLF, 1997). Dies hat auch ökologische Folgen und negative Auswirkungen auf die Fischfauna (KONDOLF, 1997; PULG, 2009; MUELLER et al., 2011).

Durch fehlendes Geschiebe in den Unterwasserstrecken resultiert ein Verlust von Laichplätzen und Habitaten für lithophile Fischarten (KONDOLF, 1997; WIESNER et al., 2005; PULG, 2009; PULG & SCHNELL, 2011; HAUER, 2013). Daher ist es notwendig, verloren gegangene kiesige Gewässerstrukturen durch entsprechende Management- und Gewässerrestaurierungsmaßnahmen wiederherzustellen (PULG, 2009). Eine Schaffung der Sedimentkontinuität an vorhandenen Querbauwerken ist dabei häufig weder möglich noch zielführend und sollte deshalb nicht als generelles Leitprinzip gelten (FRINGS & MAAS, 2018). In Japan ist es allgemein üblich, Grobsedimente, die sich oberhalb von Querbauwerken abgelagert haben, auszubaggern und unterhalb der Querbauwerke wieder in den Fluss einzubringen (KANTOUSH et al., 2010 a; KANTOUSH et al., 2010 b; KANTOUSH & SUMI, 2010; SUMI & KANTOUSH, 2010). Im Folgenden werden Studien zu Geschiebezugaben und zur Schaffung kiesiger Gewässerstrukturen vorgestellt.

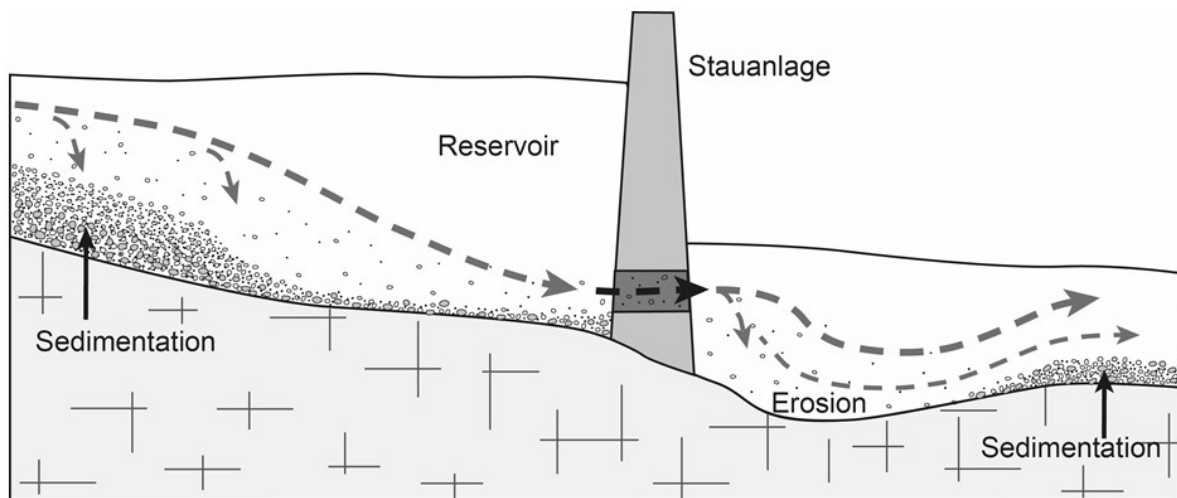


Abbildung 1: Gestörter Sedimenttransport in einem gestauten Fließgewässer. In der teilweise noch frei fließenden Erosionsstrecke unterhalb der Staumauer kommt es zu einem Mangel an kiesigen Lebensräumen und Kieslaichplätzen. Bildquelle: aus EPPLE et al. (2019 a).

Unterhalb der Staustufe Iffezheim am Rhein werden seit 1978 jährlich zwischen 70.000 und 216.000 m³ Geschiebe zugegeben. Dazu wurde ein Sand-Kies-Gemisch gewählt, das in der Kornzusammensetzung und -form weitgehend dem natürlichen Sohlenkorn entspricht. Ziel war dabei weniger die Schaffung kiesiger Lebensräume, sondern die Verhinderung der Sohleintiefung. Das Geschiebe wurde von Booten aus zugegeben und nicht weiter stabilisiert (KÜHL, 1993; GOELZ, 2008). KONDOLF (1997) beschreibt Kieszugaben in Kraftwerksunterwasserstrecken von Flüssen in Kalifornien (USA). Dabei wird auch angemerkt, dass Kieszugaben unterhalb von Querbauwerken nur kurzfristig Habitate bilden und langfristig durch Ereignisse mit erhöhten Abflüssen verdriftet werden. Dadurch muss immer wieder Geschiebe nachgegeben werden. Im Projekt „LIFE-NATUR Auenverbund Obere Drau“ wurden durch Aufweitungen des Flussbettes und Initiierung lateraler Erosionsprozesse kiesige Gewässerstrukturen geschaffen und mit einem umfangreichen Monitoringprogramm zur Evaluierung der umgesetzten Maßnahmen begleitet (JUNGWIRTH et al., 2003). In einem Fluss in Kalifornien (USA) wurde zur Schaffung von Kieslaichplätzen großflächig mit vier unterschiedlichen Methoden Geschiebe zugegeben (PASTERNAK et al., 2003). PULG (2009) zeigte Möglichkeiten zur Schaffung funktionsfähiger Kieslaichplätze durch Kieszugaben, Umlagerungen von vorhandenem degradiertem Sediment und Anpassungen der Strömungsgeschwindigkeit. Anschließend wurde deren langfristige

Eignung als Laichhabitat im Rahmen einer dreijährigen Dauerbeobachtung der Reproduktion der Bachforelle (*Salmo trutta fario*), der Sedimentbedingungen, der hydraulischen Bedingungen und der Morphologie untersucht. In einem Fluss in Norwegen wurden mit Kieszugaben Kieslaichplätze von 25 bis 300 m² Größe geschaffen. In einem anschließenden Monitoring wurde der Laicherfolg von Lachsen (*Salmo salar*) und Forellen (*Salmo trutta*) auf den neu geschaffenen Laichplätzen über zwei bis fünf Jahre hinweg untersucht (BARLAUP et al., 2008). HANFLAND et al. (2010) beschreiben mehrere Projekte, bei denen zur ökologischen Aufwertung von Fließgewässern und Schaffung kiesiger Lebensräume kleinräumig Geschiebe zugegeben wurde sowie Gewässer aufgeweitet und Ufer zurückgebaut wurden. An der Thaya (Österreich) wurden durch Geschiebezugaben Kieslaichplätze für Bachforellen geschaffen (HOLZER, 2010). An der Elbe wird seit 1996 Geschiebe zugegeben, um ein Geschiebedefizit auszugleichen und Sohlerosion zu vermindern (ALEXY, 2012), ebenso am Niederrhein (ABEL, 2014). HAUER et al. (2013) fassen Untersuchungen aus Deutschland, Österreich und Norwegen zur Schaffung von Kieslaichplätzen zusammen. In den meisten gezeigten Untersuchungen wurde dabei kleinräumig Kies zugegeben oder vorhandenes Sediment gereinigt und aufgelockert. In japanischen Flüssen wurden verschiedene Möglichkeiten des großflächigen Geschiebeeintrags untersucht (OCK et al., 2013). An der Isar wurde neben Maßnahmen wie Uferrückbau und Aufweitungen an mehreren Stellen Geschiebe zur ökologischen Aufwertung zugegeben (BINDER et al., 2015). Ebenso wurde an der Isar auch Geschiebe großräumig unterhalb des Oberföhringer Wehrs, des Kraftwerks Bad Tölz und des Sylvensteinspeichers sowie an weiteren Stellen zugeführt (WEISS, 1997; KANTOUSH & SUMI, 2010; WASSERWIRTSCHAFTSAMT WEILHEIM, 2020). Dabei wurde das Geschiebe als Depot in der Isar abgelegt und durch Ereignisse mit erhöhten Abflüssen selbstständig durch den Fluss auf dessen Sohle verteilt. Auch in der Donau östlich von Wien wurde Geschiebe zugegeben, um Sohlerosion zu verhindern. Zusätzlich wurden auch ökologische Maßnahmen wie Uferrestrukturierungen und Seitenarmwiederanbindungen umgesetzt (RECKENDORFER et al., 2005; RAMLER & KECKEIS, 2018). In einem Fluss in Frankreich wurden 43.500 m³ Kies als Geschiebe unterhalb eines Querbauwerkes eingebracht. Die Abdrift des Geschiebes und die Auswirkungen der Geschiebezugabe auf die Sohleintiefung wurden mit einem umfangreichen hydrologischen Monitoring untersucht. Dabei konnte gezeigt werden,

dass eine ausreichende Geschiebezugabe die Morphologie des Flusses verbessern und dessen Sohleintiefung vermindern kann (BROUSSE et al., 2019).

Viele der oben beschriebenen Studien zu Geschiebezugaben in Kraftwerksunterwasserstrecken betrachten primär hydrologische Aspekte und die Verhinderung von Sohleintiefungen. Die häufigste Methode zur Geschiebezugabe im Unterwasser von Querbauwerken ist dabei die Ablage des Geschiebes als Depot, aus dem der Fluss eigenständig das Geschiebe verteilen kann (KANTOUSH et al., 2010 a; KANTOUSH et al., 2010 b; KANTOUSH & SUMI, 2010; KONDOLF et al., 2014; VONWILLER et al., 2018; BROUSSE et al., 2019). Ökologische Aufwertungen mittels Kieszugaben beschränken sich häufig auf die kleinräumige Schaffung und Aufbereitung von Kieslaichplätzen. Größer angelegten Projekten zur Schaffung kiesiger Gewässerstrukturen zur ökologischen Aufwertung liegen dagegen meist Uferaufweitungen, Anbindung von Seitengewässern und Förderungen der Seitenerosion zugrunde. Untersuchungen zu verschiedenen Methoden der Geschiebezugabe und -stabilisierung auf mehreren hundert Metern Gewässerstrecke in Kraftwerksunterwasserstrecken zur Förderung der Gewässerökologie und Fischfauna, wie in dem der vorliegenden Arbeit zugrunde liegenden Life-Projekt ISOBEL, sind dagegen nur selten zu finden.

2.2. Wander- und Ortsbewegungen von Fischen und Fischwanderhilfen

2.2.1 Die Bedeutung der Durchgängigkeit sowie Formen von Wander- und Ortsbewegungen von Fischen

Als ökologische Durchgängigkeit wird die Funktion der ungestörten Migrationsmöglichkeit für Organismen eines Fließgewässers bezeichnet (JUNGWIRTH et al., 2003; REISS & ZIPPRICH, 2014). Der Durchgängigkeit von Fließgewässern kommt aufgrund der vielfältigen Bewegungen vieler aquatischer Arten eine große Bedeutung zur Vernetzung, Ausbreitung und Wiederansiedlung von Populationen zu (BUNN & ARTHINGTON, 2002; GIESECKE & MOSONYI, 2009). Dabei ist es wichtig, dass die Durchgängigkeit der Fließgewässer „vierdimensional“ gegeben ist (WARD, 1989), also sowohl von der Quelle zur Mündung (longitudinal), zu den Auen und Zuflüssen (lateral) als auch zwischen Gewässersohle und fließender Welle (vertikal). Als vierte

Dimension der Durchgängigkeit ist die Variabilität der Austauschvorgänge über die Zeit hinweg zu betrachten (JUNGWIRTH et al., 2000). Von Fischen werden Wander- und Ortsbewegungen dabei vor allem flussauf, flussab und seitlich durchgeführt (ZITEK & SCHMUTZ, 2009).

Kommt es durch Wanderhindernisse zu einem Verlust der Durchgängigkeit, sind für viele Arten Bestandsrückgänge belegt (BAER, 2019). So werden beispielsweise Bestandsrückgänge von Barbe (*Barbus barbus*) und Nase (*Chondrostoma nasus*) auf den Bau von Wanderhindernissen zurückgeführt (BRITTON & PEGG, 2011; OVIDIO et al., 2016). Daneben führen Wanderhindernisse auch zu einer genetischen Beeinflussung von potamodromen Fischarten (BAER, 2019). Zum Beispiel sind für Äschenbestände (*Thymallus thymallus*) Änderungen der genetischen Struktur durch Wehre bekannt (MELDGAARD et al., 2003). Auch bei der Mühlkoppe (*Cottus gobio*) kommt es durch Wanderhindernisse zu einer genetischen Isolation, wodurch besonders Populationen im Flussoberlauf betroffen und unter anderem durch genetische Verarmung anfälliger für einen Zusammenbruch der Population sind. Dies wird damit begründet, dass zwar eine stromabgerichtete Abdrift über Wanderhindernisse möglich ist, eine Aufwanderung über diese hinweg jedoch nicht (JUNKER et al., 2012). Ebenso ist in fragmentierten Flusssystemen die genetische Diversität von Döbeln (*Squalius cephalus*) im Oberlauf niedriger als im Unterlauf (DEHAIS et al., 2010). Durch fehlende Durchgängigkeit kann es somit zu einer „tiefgreifenden genetischen Schwächung“ der künstlich isolierten Subpopulationen kommen (BAER, 2019). Es gibt jedoch auch Untersuchungen, die den Einfluss von Wanderhindernissen auf die Verbreitung von Fischen als vergleichsweise eher gering einstufen (BRANCO et al., 2012).

Motivationen von Wander- und Ortsbewegungen von Fischen

Die biologische Grundlage von Wander- und Ortsbewegungen von Fischen ist die bestmögliche Nutzung von „Habitaten und zugehörigen Ressourcen hinsichtlich Fortpflanzung, Ernährung, Schutz vor Feinden und Katastrophenereignissen“ sowie die Kompensation der „in Fließgewässern permanent einwirkende[n] Verdriftung, insbesondere von juvenilen Stadien“ (SEIFERT, 2016). NORTHCOTE (1978) beschreibt die Motivation von Fischwanderbewegungen als Wechsel zwischen wichtigen Schlüsselhabitaten und gibt dabei Rückzugs-, Fress- und Laichhabitate als die drei wichtigsten funktionellen Habitattypen an. Folglich ließen sich

Fischwanderbewegungen ebenfalls in drei Typen einteilen: Laichwanderungen, Fresswanderungen und Rückzugswanderungen (NORTHCOTE, 1978).

ZITEK et al. (2007) geben deutlich mehr **Typen von Fischwanderbewegungen** an und nennen als wichtigste Motivation für Wanderbewegungen Laichwanderungen, Laichrückwanderungen, Nahrungswanderungen, Abdrift, Überwinterungswanderungen, Kompensationswanderungen, Ausweichwanderungen, Bestandsdichtenausgleich, Neu- und Wiederbesiedlung und Wanderungen mit ungeklärter Motivation. In ähnlicher Form werden diese auch von SEIFERT (2016) genannt. **Laichwanderungen** sind häufig flussaufwärts gerichtete Wanderungen, um bestimmte Laichhabitats zur Fortpflanzung aufzusuchen (FREDRICH et al., 2003; OVIDIO et al., 2004). **Laichrückwanderungen** sind dagegen meistens stromabwärts gerichtete Wanderungen von den Laich-, hin zu den Nahrungshabitats (BARAS & CHERRY, 1990; BENDALL et al., 2005). Wanderungen in Gebiete mit guter Nahrungsbasis werden als **Nahrungswanderungen** bezeichnet (LUCAS & BARAS, 2001). **Abdrift** beschreibt die flussabwärts gerichtete Wanderung, häufig von Jungfischen im larvalen bzw. juvenilen Stadium (OTTAWAY & CLARKE, 1981; PAVLOV et al., 2008). Als **Überwinterungswanderungen** werden meist stromab gerichtete Wanderungen zu geeigneten strömungsberuhigten Winterhabitats bezeichnet (LUCAS & BATLEY, 1996; GARDNER et al., 2013). **Kompensationswanderungen** sind stromaufwärts gerichtete Wanderungen, nachdem Fische stromab verdriftet worden sind (LUCAS, 2000). Von Fischen ungewollte Wanderungen, um unzureichenden Lebensbedingungen, wie z. B. zu hohen Wassertemperaturen, auszuweichen, werden **Ausweichwanderungen** genannt (CUNJAK et al., 2005). Ein **Bestandsdichtenausgleich** ist der Austausch zwischen „Source“ und „Sink“ Populationen (SCHLOSSER, 1995). **Neu- und Wiederbesiedlungen** sind Wanderungen in neu verfügbare Habitats bzw. Wiederbesiedlungen von Gewässerabschnitten nach Katastrophenereignissen (LONZARICH et al., 1998). Neben den genannten Wanderungen gibt es auch **Wanderungen mit ungeklärter Motivation**, die sich nicht kausal erklären lassen (ZITEK et al., 2007).

Arten und Distanzen von Wander- und Ortsbewegungen von Fischen

Anhand von Wechselbewegungen zwischen Meer- und Süßwasser lassen sich Fische folgendermaßen charakterisieren (MCKEWON, 1984): diadrom, anadrom, katadrom, amphidrom, potamodrom und ozeanodrom. Dabei werden **diadrome** Bewegungen als

Oberbegriff für alle Wechselbewegungen zwischen dem Meer und dem Süßwasser verwendet. Als **anadrom** werden Arten bezeichnet, die überwiegend im Meer leben und Wanderbewegungen zum Laichen ins Süßwasser ausführen. **Katadrome** Fischarten leben vorwiegend im Süßwasser und führen Wanderbewegungen zum Laichen ins Meer aus. Als **amphidrom** werden Arten bezeichnet, die unregelmäßig zwischen dem Meer und Süßwasser wechseln, ohne dass diese Wechselbewegungen dem Laichgeschäft dienen. **Potamodrome** Arten führen Wanderbewegungen und Ortswechsel ausschließlich innerhalb des Süßwassers durch (NORTHCOTE, 1997). Arten, die ausschließlich innerhalb des Meeres wandern werden als **ozeanodrom** bezeichnet. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden ausschließlich potamodrome Arten untersucht.

Aufgrund der unterschiedlichen Migrationsdistanzen von potamodromen Arten begannen STEINMANN et al. (1937) in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts diese in verschiedene Typen einzuteilen (ZITEK et al., 2007). **Ortstreue Fische** sind Arten, die keine Wanderungen, die länger als 5 km sind, durchführen. Als **Mittelstreckenwanderer** werden Arten bezeichnet, die Wanderungen bis 50 km Länge durchführen. Arten, die Wanderungen über 50 km Länge durchführen, werden als **Langstreckenwanderer** angesprochen.

Eine neuere Einteilung von Fischen nach ihren Schwimmdistanzen nahmen WAIDBACHER & HAIDVOGEL (1998) vor und teilten die Fischfauna Österreichs unter Miteinbezug diadromer Arten in drei Wandertypen ein (ZITEK et al., 2007). Wanderungen von weniger als 30 km in eine Richtung pro Jahr wurden als **kurze Distanzen** bezeichnet. **Mittlere Distanzen** sind Wanderungen von 30 bis 300 km in eine Richtung pro Jahr. Als **lange Distanzen** wurden Wanderungen von über 300 km in eine Richtung pro Jahr benannt.

Es sind jedoch auch weite Wander- und Ortsbewegungen von als ortstreu eingestuften Fischarten, wie zum Beispiel der Brachse (*Abramis brama*; GOLDSPINK, 1978) oder des Zanders (*Sander lucioperca*; HUGFARD et al., 2015) bekannt, durch welche Konzepte der strengen Einteilung von Fischen nach Wanderdistanzen in Frage zu stellen sind (vgl. LUCAS & BARAS, 2001; HUGFARD et al., 2015).

2.2.2 Methoden zur Untersuchung des Fischeaufstiegs durch Fischwanderhilfen

Kameramonitoring

Mit Hilfe einer Unterwasserkamera werden über den gesamten Untersuchungszeitraum alle durch die FWH wandernden Fische gefilmt. Dabei müssen Fische häufig einen beleuchteten Kanal durchschwimmen, um die Sichtbarkeit zu erhöhen (HARO & KYNARD, 1997; SANTOS et al., 2005; PARDELA & BLASEL, 2016). Moderne Systeme können dabei auch Fische sowie deren Art und teilweise auch Geschlecht, Verletzungen oder Markierungen automatisiert aufnehmen (BAUMGARTNER et al., 2010; SCHLETTERER et al., 2015).

Markierungen

Es werden Fische im Unterwasser einer FWH gefangen, z. B. mit haltbaren Farbstoffen, Marken oder Fähnchen markiert und wieder ausgesetzt. Anschließend findet eine erneute Befischung im Oberwasser der FWH statt. Durch den Wiederfang markierter Fische im Oberwasser kann deren erfolgreiche Durchwanderung der FWH aufgezeigt werden (KNAEPKENS et al., 2005, MAERTEN et al., 2007, HAUGEN et al., 2008).

Besenderungen

Im Unter- oder Oberwasser der FWH werden Fische gefangen und mit aktiven (z. B. Radiotelemetrie, akustische Telemetrie) oder passiven (z. B. PIT-Tags) Sendern ausgestattet. Anschließend werden die Wanderbewegungen der besenderten Fische durch die FWH mit Antennensystemen aufgenommen (JENSEN & AASS, 1995; BUNT et al., 1999; GOWANS et al., 1999; LUCAS et al., 1999; LUCAS, 2000; BUNT et al., 2000; MOSER et al., 2000; AARESTRUP et al., 2003; CALLES & GREENBERG, 2007; CAUDILL et al., 2007; PARSLEY et al., 2007; STUART et al., 2008; KIM et al., 2015; DODD et al., 2017; ENGLER & ADAM, 2014; WÖLLECKE & SCHLEIFHACKEN, 2019).

Reusen und Zählbecken

Durch die FWH aufwandernde Fische müssen in eine Reuse oder ein Zählbecken einschwimmen und werden durch eine Fangeinrichtung am Ausschwimmen gehindert. In regelmäßigen Kontrollen werden die sich in der Reuse oder im Zählbecken befindlichen Fische dokumentiert und anschließend wieder im Oberwasser ausgesetzt. Während Reusen zur Kontrolle komplett aus dem Wasser genommen

werden, sind Zählbecken fest in der FWH installiert (LINLØKKEN, 1993; BORN, 1995; STUART & MALLIN-COOPER, 1999; BUNT et al., 2001; CALLES & GREENBERG, 2007; MALLIN-COOPER & BRAND, 2007; ZITEK et al., 2007; STUART et al., 2008; PANDER et al., 2013; HUGGARD et al., 2015).

Kombinierte Untersuchungen

Durch Kombination mehrerer Methoden lassen sich Nachteile einzelner Methoden ausgleichen und mehrere Fragestellungen parallel beantworten (LINLØKKEN, 1993; CALLES & GREENBERG, 2007; STUART et al., 2008; KIM et al., 2015; Tab. 1).

Tabelle 1: Übersicht über Vor- und Nachteile verschiedener Methoden zur Untersuchung von Fischwanderbewegungen durch Fischwanderhilfen. Hellgraues Feld: ja/möglich. Dunkelgraues Feld: nein/nicht möglich.

	Kamera- monitoring	Markierung	Besen- derung	Reusen und Zähl- becken	Kombina- tion Zählbecken und Markierung	Kombina- tion Zählbecken und Besen- derung
Monitoring ohne regelmäßige Kontrolle vor Ort						
Monitoring unabhängig von Wasser- trübung						
Effektivitäts- bestimmung						
Wander- distanzen						
Wander- geschwin- digkeit						
Genaue Ver- messung von Fischen						
Aufnahme weitgehend aller wandernden Fische						
Aufnahme sehr kleiner Fische und Jungfische						
Keine Operation von Fischen nötig						

2.2.3 Ausgewählte Untersuchungen zu Aufstiegsbewegungen durch Fischwanderhilfen

Es folgt eine lose Auflistung von Untersuchungen zu Aufstiegsbewegungen durch FWHs sowie wenn möglich eine Beschreibung der untersuchten Zeiträume, der verwendeten Methodik und einer eventuellen Korrelation mit Umweltfaktoren. Die Aufstellung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Vom 12.05.1984 bis 25.06.1985 wurden die Wanderbewegungen von Fischen durch eine FWH in Kanada untersucht (SCHWALME et al., 1985). Dabei lag der Fokus auf nicht-forellenartigen Fischen. Ein Abgleich mit Umweltfaktoren fand nicht statt.

SLATICK & BASHAM (1985) glichen Aufstiege verschiedener nicht-forellenartiger Fischarten mit der Länge von FWHs ab. Auf die genaue Art des Monitorings wird dabei jedoch nicht eingegangen.

KATOPODIS et al. (1991) nahmen die durch zwei FWHs in Kanada aufsteigenden Fische mit Reusen auf. Dabei wurden die Reusen über eine Dauer von wenigen Wochen hinweg täglich bzw. wöchentlich kontrolliert. Die aufsteigenden Fische wurden auf Artniveau bestimmt und deren Länge vermessen. Ein Abgleich der Aufstiegszahlen mit Umweltfaktoren fand nicht statt.

LINLØKKEN (1993) untersuchte den Aufstieg von Äschen (*Thymallus thymallus*) und Bachforellen (*Salmo trutta fario*) im Glomma-Flusssystem in Norwegen über acht hintereinanderliegende FWHs hinweg. Dazu wurden Netzreusen mit einer Maschenweite von 20 mm im jeweils obersten Becken der FWHs installiert. In den Netzreusen befindliche Fische wurden vermessen und mit einem Floy-Tag markiert. Angler sollten gefangene markierte Fische melden. Mit den Markierungen mittels Floy-Tags wurden Wanderdistanzen bestimmt. Die Aufstiegszahlen wurden nicht mit abiotischen Umweltfaktoren abgeglichen, jedoch im Jahresverlauf beschrieben.

Von BARAS et al. (1994) wurde eine FWH in Belgien zwischen 1989 und 1993 251 Mal auf aufsteigende Fische kontrolliert. Da dabei kaum Barben (*Barbus barbus*) nachgewiesen wurden, wurde untersucht, welche bau- und betriebsbedingten Faktoren den Aufstieg von Barben durch die FWH hemmen.

BORN (1995) untersuchte den Aufstieg durch neun FWHs am unterfränkischen Main größtenteils über einen Zeitraum von mindestens zwölf Monaten hinweg mit Reusen.

An ausgewählten Staustufen fanden dabei auch Fischbestandsaufnahmen in den Unterwasserstrecken der FWHs statt. Die Aufstiegszahlen wurden mit baulichen und hydrologischen Faktoren der untersuchten FWHs sowie im Falle einer FWH mit verschiedenen Daten zu Wassertemperatur, Sichttiefe, Pegelstand, Abfluss, Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt abgeglichen.

JENSEN & AASS (1995) nahmen über sieben Jahre hinweg die Aufstiege von Forellen (*Salmo trutta*) über eine FWH in Norwegen auf. Dazu nutzten sie Reusen und markierten Fische mit individuell nummerierten Marken („Carlin Tags“). Sie korrelierten die Aufstiegszahlen mit der Wassertemperatur und dem Abfluss des Hauptflusses.

In derselben FWH wie in der Untersuchung von JENSEN & AASS (1995) wurden von ARNEKLEIV & KRAABØL (1996) Forellen gefangen, mit radiotelemetrischen Sendern ausgestattet und 15 km unterhalb der FWH wieder im Hauptfluss ausgesetzt. Anschließend wurden verschiedene Abflussverhältnisse eingestellt, um zu untersuchen, bei welchen die meisten Forellen den Einstieg in die FWH fanden.

JUNGWIRTH (1996) untersuchte die Aufstiege durch eine FWH der Mur (Österreich) mit einer Reuse. Außerdem wurde der Fischbestand im Unterwasser der FWH mittels Elektrofischungen untersucht. Durch Elektrofischungen in der FWH wurde deren Eignung als Habitat geprüft. Gefangene Fische wurden dabei mit Implantatmarken („Visible Implant Tags“) markiert. Zudem wurden die Wanderdaten mit der Wassertemperatur abgeglichen.

HARO & KYNARD (1997) nahmen die Wanderung von Amerikanischen Maifischen (*Alosa sapidissima*) und Meerneunaugen (*Petromyzon marinus*) durch einen technischen Fischpass in Massachusetts (USA) mit einem Kamerasystem auf. Die Aufstiegszahlen wurden mit der Tageszeit korreliert.

Die Aufstiege von Lachsen (*Salmo salar*), Forellen (*Salmo trutta*) und Renken (*Coregonus lavaretus*) durch eine FWH in Finnland wurden von LAINE et al. (1998) untersucht. Dabei wurden zwischen 1993 und 1995 über 1000 aufsteigende Salmoniden nachgewiesen. Die Aufstiegszahlen wurden mit der Wassertemperatur, dem Wasserstand des Oberwassers des Kraftwerks sowie dem Wasserdurchfluss durch das Kraftwerk korreliert.

PRIGNON et al. (1998) untersuchten die aufwärtsgerichtete Wanderung durch eine FWH in Belgien von 1989 bis 1994 mit einer Reuse. Die Aufstiegszahlen wurden mit

der Wassertemperatur sowie der Tageslänge zur Bestimmung der Saisonalität abgeglichen.

Von BUNT et al. (1999) wurde die Aufwanderung von 85 *Catostomus commersonii* und Schwarzbarschen (*Micropterus dolomieu*) durch zwei FWHs in Ontario (USA) mittels Radiotelemetrie untersucht. Dabei lag der Fokus vor allem auf der Effektivität der Leitströmung.

GOWANS et al. (1999) implantierten 39 Atlantischen Lachsen (*Salmo salar*) unterhalb einer FWH in Schottland radiotelemetrische Sender, wovon 29 Lachse die FWH durchschwammen. Zusätzlich wurde ein elektronisches Fischzählsystem installiert, um auch Aufstiege von nicht besenderten Lachsen aufnehmen zu können. Die Aufstiegszahlen der nicht besenderten Lachse wurden mit der Wassertemperatur abgeglichen.

JANSEN et al. (1999) nahmen die Wanderung durch drei FWHs an der Enz (Baden-Württemberg) mit Reusen auf. Unterhalb von zwei FWHs wurden dabei mit Alcianblau markierte Fische ausgesetzt, um deren Wanderung verfolgen zu können. Außerdem wurden die Fischbestände in den FWHs sowie oberhalb und unterhalb von diesen mit Elektrobefischungen aufgenommen.

KUCERA (1999) untersuchte an 406 Untersuchungstagen zwischen 1993 und 1998 den Fischeaufstieg durch ein Umgebungsgewässer an einem Nebenarm der Donau (Österreich). Es wurde der Aufstieg von insgesamt 124.509 Fische aus 37 Arten nachgewiesen und die Aufstiegszahlen mit der Wassertemperatur abgeglichen.

LUCAS et al. (1999) und LUCAS (2000) untersuchten die Wanderung von Fischen durch eine FWH an einem Flachlandfluss im Nordosten Englands. Dabei wurden Forellen (*Salmo trutta*) und Cypriniden (Döbel *Squalius cephalus*, Hasel *Leuciscus leuciscus* und Rotaugen *Rutilus rutilus*) mit passiven Sendern („PIT-Tags“) markiert und deren Aufstieg in die FWH automatisch registriert. Die Aufstiegszahlen wurden mit der Wassertemperatur, der Tageslänge und dem Wasserstand abgeglichen (LUCAS, 2000). Der Schwerpunkt von LUCAS et al. (1999) lag auf der Effektivität der FWH für den Aufstieg.

Zur Untersuchung der aufsteigenden Fische durch eine FWH in Australien wurden von STUART & MALLIN-COOPER (1999) Reusen verwendet. Es wurde jeweils eine Reuse am unteren und oberen Ende der FWH installiert. Die Fänge beider Reusen wurden

verglichen, um die Effektivität des Aufstiegs durch die FWH bewerten zu können. Die Reusen wurden zwischen Oktober 1995 und Februar 1997 zweimal pro Monat für jeweils 24 Stunden in die FWH eingesetzt. Die aufsteigenden Fische wurden mit dem Fischbestand des Unterwassers verglichen sowie mit der Tageszeit und dem Wasserabfluss des Hauptstroms korreliert.

Der Aufstieg von 24 Amerikanischen Zandern (*Stizostedion vitreum*) in eine FWH in Ontario (USA) wurde von BUNT et al. (2000) untersucht. Dazu wurden die Zander radiotelemetrisch besendert und im Unterwasser der FWH ausgesetzt. Anschließend wurde ihr eventueller Weg in die FWH mit einem Antennensystem verfolgt.

MOSER et al. (2000) versahen über drei Jahre hinweg 68 Amerikanische Maifische mit akustischen Sendern. Die besenderten Fische wurden unterhalb eines Wehres ausgesetzt. Anschließend wurde aufgenommen, wie viele der besenderten Fische eine FWH um das Wehr nutzen. Die Studie fand in North Carolina (USA) statt.

Zwischen 1995 und 1997 nahmen BUNT et al. (2001) den Aufstieg von Fischen durch zwei FWHs in Ontario (USA) mit Reusen auf. Dabei wurden die Reusen an jeweils 40 bis 51 Tagen pro Jahr für je 24 Stunden in den FWHs installiert. Es wurden insgesamt 11.840 Fische aus 29 Arten in den Reusen nachgewiesen. Zusätzlich wurden die Wassertemperatur, Strömungsgeschwindigkeit und Wassertrübung aufgenommen und mit den Fischaufstiegsszahlen korreliert.

EBERSTALLER et al. (2001) untersuchten im Frühjahr 1999 sowie Frühjahr und Herbst 2000 die Wanderung von Fischen durch eine FWH an der Donau mittels Reusen und wiesen dabei die Durchwanderung von 41 Arten nach. Zudem wurde die Eignung der FWH als Habitat für Fische geprüft.

Von AARESTRUP et al. (2003) wurden die Aufstiege von Forellen (*Salmo trutta*) in eine FWH mit PIT-Tags und automatischen Protokollierstationen untersucht. Es fand kein Abgleich mit Umweltfaktoren statt. Die Untersuchung dauerte eine Wandersaison an, von Herbst bis Winter 1999/2000.

ZITEK et al. (2004) untersuchten die Fischwanderung durch neun FWHs in drei Flüssen im österreichischen Donaueinzugsgebiet über jeweils zwei bis drei Monate hinweg mit Reusen. Zudem wurden umfangreiche gewässerstrukturelle Erhebungen der Hauptflüsse und FWHs durchgeführt. Zur Untersuchung von Wandermustern wurden Fische mit unterschiedlichen Methoden (Elastomerfarben, Druckinjektionen,

Flossenbeschneidungen und Blank Wire Tags) markiert. Mit Elektrobefischungen wurden in den Hauptflüssen und FWHs die Fischbestände aufgenommen und die Auswirkungen von Restaurierungsmaßnahmen auf den Fischbestand bewertet.

Die Wanderung von Salmoniden (*Salmo trutta* und *Salmo salar*) durch zwei FWHs in einem Fluss in Norwegen wurde von CALLES & GREENBERG (2005) mit PIT-Tags und automatischen Protokollierstationen untersucht. Die Aufstiegszahlen wurden mit dem Abfluss und der Wassertemperatur abgeglichen.

Im Gegensatz zu den meisten bisher vorgestellten Untersuchungen nutzten SANTOS et al. (2005) in einer FWH an einem portugiesischen Flachlandfluss ein Kamerasystem, um aufsteigende Fische aufzunehmen. Das Monitoring fand an 117 Tagen innerhalb von zwei Jahren statt. Dabei wurden 7.614 Individuen aus acht Arten nachgewiesen. Die höchsten Aufstiegszahlen wurden im Frühjahr und Sommer festgestellt. Es fand ein Abgleich der Aufstiegszahlen mit der Wassertemperatur, dem Abfluss der FWH, dem Wasserpegel des Ober- und Unterwassers des Kraftwerks und dem Niederschlag statt. Der Fischbestand des Unterwassers wurde mit Elektrobefischungen aufgenommen und mit den Aufstiegszahlen durch die FWH verglichen. Zudem wurde stichprobenartig (monatliche, 20-minütige Befischungen über zehn Monate hinweg) die FWH elektrisch befischt, um den Fischbestand der FWH mit dem der Unterwasserstrecke zu vergleichen.

KNAEPKENS et al. (2005) untersuchten die Effektivität einer FWH für Mühlkopen (*Cottus gobio*), Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) und Rotaugen, indem Individuen der genannten Arten in der FWH sowie im Ober- und Unterwasser des Kraftwerks gefangen, mit Elastomerfarben markiert und anschließend im Hauptfluss stromab der FWH ausgesetzt wurden. Anschließend wurden die Wiederfänge der markierten Individuen im Oberwasser der FWH aufgenommen.

ZITEK & SCHREYER (2005) nahmen die aufwärtsgerichtete Wanderung von Fischen durch eine FWH an der Thaya (Österreich) mittels einer Reuse am Ausstieg der FWH auf. Zusätzlich wurde der Fischbestand stromab der FWH mit Elektrobefischungen untersucht.

Von KOTUSZ et al. (2006) wurde die Wanderung von Fischen durch eine technische FWH in Polen untersucht, indem diese zwischen März 2002 und Februar 2003 21 Mal abgefischt wurde. Dazu wurde die FWH mit Netzen abgesperrt und deren

Wasserdurchfluss gestoppt. Anschließend wurden alle sich in der FWH befindlichen Fische aufgenommen. Die Ergebnisse der 21 Aufnahmen wurden mit der Wassertemperatur, dem Wasserabfluss sowie dem Monat der Befischung abgeglichen. Allerdings muss an dieser Studie kritisiert werden, dass nicht direkt die aufwandernden Fische, sondern alle sich in der FWH befindlichen Fische aufgenommen wurden. Dadurch gibt sie nicht zwangsweise nur die Wanderzahlen wieder, sondern vielmehr auch die Nutzung der FWH als Habitat.

Die Wanderung von Fischen durch eine FWH der Elbe wurde von PRCHALOVÁ et al. (2006 a) untersucht, indem die FWH einmal wöchentlich abgesperrt und deren Wasser abgelassen wurde. Anschließend wurden alle sich in der FWH befindlichen Fische abgefischt, auf Artniveau bestimmt und deren Gesamtlänge vermessen. In der Auswertung wurden primär die Nachweise von juvenilen und subadulten Fischen im Sommer und Herbst und deren Motivation für Aufstiegsbewegungen betrachtet. Allerdings gilt hier dieselbe kritische Betrachtung wie bei der Studie von KOTUSZ et al. (2006), dass nicht direkt die aufwandernden Fische, sondern alle sich in der FWH befindlichen Fische aufgenommen wurden. Dadurch geben die Ergebnisse nicht zwangsweise den Aufstieg von Fischen wieder, obwohl die Fänge als Aufstiege interpretiert wurden. Die Aufstiege durch dieselbe FWH wurde von PRCHALOVÁ et al. (2006 b) auch aufgenommen, indem die FWH von Frühjahr bis Herbst 2003 einmal wöchentlich für 24 Stunden mit einer automatisierten Fischzähleinrichtung („Vaki Riverwatcher“) ausgestattet wurde. Die Aufstiegszahlen wurden mit der Wassertemperatur, dem Wetter, dem Luftdruck und den Lichtverhältnissen abgeglichen.

AGOSTINHO et al. (2007 a) untersuchten monatlich zwischen November 2002 und Oktober 2003 die in einer FWH in Brasilien vorkommenden Fische. Dazu wurde das Unterwasser der FWH mit Kiemennetzen befischt, die FWH mit Wurfnetzen. Anschließend wurde die Fischartenzusammensetzung des Unterwassers und der FWH miteinander verglichen. Von AGOSTINHO gibt es neben der genannten noch weitere Untersuchungen zu FWHs im Amazonas-Flusssystem (z. B. AGOSTINHO et al., 2004, AGOSTINHO et al., 2007 b; AGOSTINHO et al., 2007 c; AGOSTINHO et al., 2012). Diese werden in dieser Literaturübersicht aufgrund der mangelnden Vergleichbarkeit durch die geographische Distanz und unterschiedlichen Gewässerbedingungen nicht weiter beschrieben.

Die Wanderung von Fischen durch zwei FWHs in Südschweden wurde von CALLES & GREENBERG (2007) aufgenommen. Dabei kamen sowohl Reusen als auch PIT-Tags zum Einsatz. Der Fokus der Untersuchung lag auf dem Erfolg des Aufstiegs durch die FWHs für verschiedene Fischarten. Es wird auch die Funktion der FWHs als Winter- und Erholungshabitat beschrieben.

CAUDILL et al. (2007) untersuchten über einen Zeitraum von sieben Jahren hinweg die Wanderung von 18.286 Lachsen (*Oncorhynchus tshawytscha* und *Oncorhynchus mykiss*) im Columbia River Flusssystem (USA) mittels Radiotelemetrie. Der Schwerpunkt der Untersuchung lag auf der Zeit, die die Fische für die Durchwanderung von acht FWHs benötigen, um ihre Laichplätze zu erreichen. Dabei wurde unter anderem auch die Auswirkung der Wassertemperatur untersucht.

MAERTEN et al. (2007) markierten Gründlinge (*Gobio gobio*), Bachschmerlen (*Barbatula barbatula*), Steinbeißer (*Cobitis taenia*) und Mühlkopen unterhalb einer FWH. Anschließend wurde die Anzahl der Wiederfänge von markierten Fischen im Oberwasser der FWH aufgenommen.

Die Wanderbewegungen von Fischen durch eine FWH im Murray River (Australien) wurde periodisch zwischen 1937 und 1992 kontrolliert (MALLIN-COOPER & BRAND, 2007). Dabei kam eine Reuse zum Einsatz, die während den Zeiten des Monitorings täglich kontrolliert wurde. Der Schwerpunkt der Untersuchung lag auf Veränderungen der Artenzusammensetzung aufsteigender Fische über die Zeit hinweg. Es fand kein Abgleich mit Umweltfaktoren statt.

Die Wanderbewegungen von 148 Stören (*Acipenser transmontanus*) an einer Wasserkraftanlage in den USA wurde mittels akustischer und Radio-Telemetrie untersucht. Dabei wurden auch Aufstiege über FWHs aufgenommen (PARSLEY et al., 2007).

WIESNER et al. (2007) untersuchten die Wanderung durch eine FWH der oberen Mur (Österreich) mittels einer Reuse über ein knappes Jahr hinweg. In den Wintermonaten fand keine Aufnahme der Wanderbewegungen durch die FWH statt. Es wurden dabei sowohl auf- als auch absteigende Fische aufgenommen. Zudem wurde während des Untersuchungszeitraums das Unterwasser der FWH und die FWH elektrisch befischt sowie die Fangzahlen der Elektrofischungen mit den Wanderzahlen durch die FWH abgeglichen. Fische über 110 mm Gesamtlänge wurden sowohl während der

Elektrobefischungen als auch des Reusenmonitorings mittels Elastomerfarben mit unterschiedlichen Farbcodes markiert. Ebenso wurden die Wanderdaten von Bachforellen, Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) und Äschen mit abiotischen Umweltdaten abgeglichen.

ZITEK et al. (2007) fassten Reusenuntersuchungen zu Aufstiegsbewegungen an 40 Standorten in Österreich zusammen, vor allem durch FWHs. Die Ergebnisse wurden für unterschiedliche Fischregionen getrennt betrachtet. Insgesamt wurden an 4.196 Monitoringtagen 279.900 Fische in Reusen dokumentiert.

In einer FWH im Fluss Gudbrandsdalslagen (Norwegen) wurden zwischen 1966 und 2003 aufsteigende Bachforellen gefangen und mit individuell nummerierten Marken versehen (HAUGEN et al., 2008). Dabei wurden insgesamt 9.095 Bachforellen markiert. Der Fokus der Auswertung lag jedoch auf dem Fischwachstum sowie den Fang-Wiederfang-Ergebnissen.

STUART et al. (2008) nutzten zur Untersuchung der Aufstiege durch eine FWH in Australien sowohl Reusen als auch PIT-Tags. Die Aufstiege wurden an 57 Tagen zwischen Oktober 2003 und Februar 2006 für jeweils 24 Stunden aufgenommen. Ein Abgleich der Aufstiege mit Umweltfaktoren fand dabei nicht statt.

Von PANDER et al. (2013) wurden sowohl Auf- als auch Abstiege durch drei bayerische FWHs mit Reusen untersucht. Dabei wurden die Reusen von April bis Juni 2009 42 Tage lang täglich ausgewertet. Es fand ein Abgleich der Aufstiegszahlen mit dem Abfluss der FWHs, der Wassertemperatur sowie der Jahreszeit statt. Die FWHs sowie die Ober- und Unterwasserstrecken der umflossenen Kraftwerke wurden elektrisch befischt. Die Fischbestände in den FWHs wurden dem der zugehörigen Ober- und Unterwasserstrecken gegenübergestellt. Außerdem wurden die Auf- und Abstiege durch die FWHs mit dem Fischbestand des Hauptstroms verglichen.

BENITEZ et al. (2015) untersuchten zwei FWHs in Belgien über einen Zeitraum von sechs Jahren hinweg, indem sie die FWHs ein- bis fünfmal pro Woche absperren, den Durchfluss reduzierten und anschließend die sich in den FWHs befindlichen Fische mit einem Handkescher fingen. Zudem wurde die Wassertemperatur der FWHs sowie die Abflüsse der Hauptflüsse aufgenommen und mit den Fangdaten verglichen. Dabei wurden allerdings analog zu der kritischen Betrachtung der Untersuchung von KOTUSZ

et al. (2006) nicht zwangsläufig nur aufsteigende Fische aufgenommen, sondern vielmehr auch die in den FWHs lebenden Individuen.

An der Elbe wurde an der Staustufe Geesthacht die Aufwärtswanderung durch ein Umgehungsgewässer und einen technischen Doppelschlitzpass aufgenommen. Dazu wurde in dem technischen Doppelschlitzpass eine Fangvorrichtung installiert, die eine Kombination aus einer Fangkammer und Fangreuse darstellte. Die Aufstiege durch das Umgehungsgerinne wurden mit einer Garnreuse aufgenommen. Zusätzlich wurden in den Fangeinrichtungen gefangene Fische mit Half-Duplex-Transpondern (HDX-Transpondern) besendert und erneut im Unterwasser der Staustufe ausgesetzt. Innerhalb von drei Jahren wurden so über 1,2 Millionen durch den Doppelschlitzpass und über 123.000 durch das Umgehungsgewässer aufsteigende Fische dokumentiert (HUFGARD et al., 2015).

Die Wanderung von Fischen durch eine FWH in Korea wurde mit Reusen und PIT-Tags von KIM et al. (2015) aufgenommen. Die Reusen wurden über einen Zeitraum von elf Monaten einmal pro Monat für jeweils 24 Stunden in der FWH installiert. Zudem wurden im Unterwasser der FWH 1.615 Fische mit Netzen gefangen und anschließend mit PIT-Tags besendert, um die Effektivität der FWH für den Fischeaufstieg bewerten zu können. Die Aufstiegszahlen wurden mit der Strömungsgeschwindigkeit in der FWH und dem Wasserstand im Oberwasser der FWH abgeglichen.

DODD et al. (2017) untersuchten den Aufstieg von Bachforellen in eine FWH mit PIT-Tags. Dazu wurden 111 Bachforellen besendert. Die Untersuchung fand im Fluss Aire in England statt. Es wurde zudem untersucht, bei welchen Strömungsgeschwindigkeiten Bachforellen in die FWH aufstiegen. Ein Abgleich der Aufstiegszahlen mit weiteren Umweltfaktoren fand nicht statt.

An der Wupper (Nordrhein-Westfalen) wurde zwischen Oktober 2013 und Juli 2018 die Wanderung von Fischen auf einer Strecke von 65 Flusskilometern (Fkm) aufgenommen (ENGLER & ADAM, 2014; WÖLLECKE & SCHLEIFHACKEN, 2019). Auf dieser Strecke befinden sich fünf Wasserkraftwerke, welche je nach Anlage mit Raugerinne-Beckenpässen, einer Fischrampe sowie Umgehungsgerinnen durchgängig gestaltet wurden. Es wurden insgesamt 3.088 Fische mittels E-Befischungen gefangen und mit HDX-Transpondern besendert. Dabei waren die häufigsten Arten Äsche, Bachforelle, Nase (*Chondrostoma nasus*), Barbe und Döbel. Zusätzlich wurden 2014 und 2015 insgesamt 1.500 und 2018 2.000 besenderte Lachssmolts (*Salmo salar*) im

Untersuchungsgebiet ausgesetzt. 2013 wurden 264 und 2016 291 besenderte Aale (*Anguilla anguilla*) im Untersuchungsgebiet besetzt. Die besenderten Fische wurden mit einem System aus 31 Antennen im Untersuchungsgebiet detektiert. Die Abwanderung von Aalen wurde mit der Wassertemperatur und dem Wasserabfluss korreliert. Die Wanderbewegungen potamodromer Arten wurden hinsichtlich der Jahres- und Tagesdynamik ausgewertet.

Wichtige Ergebnisse der vorgestellten Untersuchungen werden in den Kapiteln 2.2.4 und 3.4 vorgestellt.

2.2.4 Beeinflussende Faktoren von Wander- und Ortsbewegungen von Fischen: Ergebnisse von Studien zu Umweltfaktoren

Die Fischwanderung wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Die wichtigsten sind nach ZITEK et al. (2007) die Tageslänge, die Wassertemperatur, die Tageszeit, der Wasserabfluss, der Schwebstoffgehalt und die Mondphase.

Für die Laichwanderung der Barbe (*Barbus barbus*) nennen LUCAS & BATLEY (1996) unter anderem die **Tageslänge** als wichtigsten Faktor. LUCAS (2000) zeigte, dass die Aufwanderung von Fischen stark positiv und signifikant mit der Tageslänge korrelierte.

Während die **Wassertemperatur** von einigen Autoren als einer der wichtigsten die Fischwanderung beeinflussenden Faktoren genannt wird (z. B. VØLLESTAD, 1986; ZITEK et al., 2007; BENITEZ et al., 2015), konnten andere Untersuchungen keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Wassertemperatur und der Wanderaktivität von Fischen nachweisen (z. B. JENSEN & AASS, 1995; LUCAS, 2000). JONSSON & RUUD-HANSEN (1985) zeigten einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Wassertemperatur und der Wanderaktivität von Fischen. JONSSON (1991) nennt die Wassertemperatur als wichtiges Kriterium für stromabwärts gerichtete Wanderbewegungen. Bei stromaufwärts gerichteten Wanderungen würde die Wassertemperatur nur in Gewässern mit geringen Abflussschwankungen eine große Rolle spielen. RODRIGUEZ-RUIZ & GRANADO-LORENCIO (1992) beschreiben die Wassertemperatur als wichtigsten Einflussfaktor für die Laichwanderung dreier *Cypriniformes* (*Barbus sclateri*, *Pseudochondrostoma polylepis willkommii*, *Cyprinus carpio* var. *specularis*). JUNGWIRTH (1996) stellte keine klare Korrelation der Aufstiegszahlen der Äsche (*Thymallus thymallus*), Bachforelle (*Salmo trutta fario*) und

Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) mit der Wassertemperatur fest. Nach LAINE et al. (1998) zeigte die Wassertemperatur einen starken Effekt auf die Wanderbewegungen von Atlantischen Lachsen (*Salmo salar*), jedoch kaum auf Forellen (*Salmo trutta*). Auch nach GOWANS et al. (1999) beeinflusst die Wassertemperatur die Aufstiegsbewegungen von Atlantischen Lachsen durch eine FWH. OVIDIO et al. (1998) geben unter anderem Schwankungen der Wassertemperatur im Herbst als Auslöser für die Laichwanderung der Forelle (*Salmo trutta*) an. Auch für die Barbe wird unter anderem die Wassertemperatur als einer der wichtigsten Faktoren für die Auslösung der Laichwanderung genannt (BARAS & CHERRY, 1990; LUCAS & BATLEY, 1996), ebenso für die Nase (*Chondrostoma nasus*; RAKOWITZ et al., 2008). In einer Untersuchung von SANTOS et al. (2005) wurde die Wassertemperatur für Forellen (*Salmo trutta*) als der stärkste die Aufwärtswanderung durch eine FWH beeinflussende Faktor aufgezeigt, jedoch nicht für die Iberische Barbe (*Luciobarbus bocagei*) und Iberische Nase (*Pseudochondrostoma polylepis*). In einer vorherigen Untersuchung von SANTOS et al. (2002) zeigte dagegen die Wassertemperatur den größten Einfluss auf Aufstiegsbewegungen aller drei Arten (*Luciobarbus bocagei*, *Pseudochondrostoma polylepis* und *Salmo trutta*). KOTUSZ et al. (2006) dokumentierten, dass die Wassertemperatur einen signifikanten Einfluss auf die Aufstiegszahlen durch eine FWH hat.

Auch die **Tageszeit** wirkt sich auf Wanderbewegungen von Fischen aus. Während Abwanderungen von Fischen häufig nachts oder in den Abendstunden stattfinden, wandern Fische sowohl bei Tag als auch bei Nacht auf (NORTHCOTE, 1984; HARO & KYNARD, 1997). Nach JONSSON (1991) finden sowohl Auf- als auch Abwanderungen vor allem bei Nacht statt. GOWANS et al. (1999) dokumentierten 92 % der Aufstiege von Atlantischen Lachsen durch eine FWH bei Tageslicht. Aufgrund des Versuchsdesigns (Kap. 4.3) kann im Rahmen der vorliegenden Arbeit der Einfluss der Tageszeit auf Wanderbewegungen potamodromer Fischarten durch FWHs nicht untersucht werden.

Für den Zusammenhang zwischen der Wanderaktivität und dem **Wasserabfluss** gibt es verschiedene Aussagen. Nach JENSEN & AASS (1995) zeigen lokale Veränderungen der Abflusssituation eine große Auswirkung auf die Anzahl der durch eine FWH wandernden Bachforellen, jedoch nicht der Gesamtabfluss. Auch nach ARNEKLEIV & KRAABØL (1996) beeinflusst der Abfluss die Wanderbewegungen von Bachforellen in eine FWH. Dagegen dokumentierte LUCAS (2000) keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Gesamtabfluss und dem Fischwanderverhalten. Auch

JONSSON & RUUD-HANSEN (1985) stellten keine signifikante Korrelation für die Wanderbewegungen von Lachssmolts (*Salmo salar*) mit dem Abfluss fest. KOTUSZ et al. (2006) zeigten ebenso keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Wasserabfluss und den Aufstiegszahlen potamodromer Fischarten durch eine FWH. Dagegen beschreibt JONSSON (1991) den Abfluss als wichtigen Faktor für die Auslösung von stromaufwärts gerichteten Wanderbewegungen. Von OVIDIO et al. (1998) wird der Abfluss als Auslöser für die Laichwanderung der Forelle (*Salmo trutta*) im Herbst angegeben. Auch nach SVENDSEN et al. (2004) beeinflusst der Abfluss die Laichwanderung von Forellen (*Salmo trutta*). Auch für die Barbe wird der Abfluss als ein das Wanderverhalten beeinflussender Faktor genannt (BARAS & CHERRY, 1990), ebenso für die Nase (RAKOWITZ et al., 2008). RAKOWITZ & ZWEIMÜLLER (2000) machten den Einfluss des Wasserabflusses von der Fischgesamtlänge abhängig. So wanderten Fische mit einer Gesamtlänge von 10 bis 15 cm primär bei steigenden Wasserpegeln stromaufwärts, Fische mit einer Gesamtlänge über 40 cm dagegen bei fallenden Wasserpegeln. Wie bereits bei der Wassertemperatur zeigte LAINE et al. (1998) auch einen starken Effekt des Abflusses auf die Wanderbewegungen von Atlantischen Lachsen, jedoch kaum auf Forellen (*Salmo trutta*). Für die Iberische Barbe und Iberische Nase wurde der Abfluss einer FWH als der stärkste die Aufstiegsbewegungen durch eine FWH beeinflussende Faktor aufgezeigt, jedoch nicht für Forellen (*Salmo trutta*; SANTOS et al., 2005). Dagegen zeigte sich in einer vorherigen Untersuchung von SANTOS et al. (2002) kein signifikanter Einfluss des Abflusses des Hauptflusses auf die Aufstiegsbewegungen der drei genannten Arten (Iberische Barbe, Iberische Nase und Forelle). BENITEZ et al. (2015) dokumentierten einen Einfluss des Abflusses des Hauptflusses auf die Abundanz verschiedener mitteleuropäischer Fischarten in zwei FWHs.

Es wurde eine Beeinflussung von Wanderbewegungen der Nase durch den **Schwebstoffgehalt** dokumentiert, besonders starke Wanderbewegungen wurden bei hohem und sinkendem Schwebstoffgehalt nachgewiesen (RAKOWITZ et al., 2008). Ebenso wurden Zusammenhänge zwischen den Wanderbewegungen amerikanischer Fischarten und juveniler Äschen und dem Schwebstoffgehalt festgestellt (BUNT et al., 2001; HORKÁ et al., 2015).

Beeinflussungen der **Mondphase** auf Wanderbewegungen von Aalen (*Anguilla sp.*) werden in bestehender Literatur diskutiert und häufig, jedoch nicht immer, signifikant belegt (JELLYMAN, 1979; VØLLESTAD et al., 1986; VØLLESTAD et al., 1994; SCHMIDT et

al., 2009; CROOK et al., 2014; STEIN et al., 2016). JONSSON & RUUD-HANSEN (1985) konnten keinen signifikanten Einfluss der Mondphase auf die Abwanderung von Lachssmolts (*Salmo salar*) nachweisen. GRAU et al. (1981) zeigten dagegen einen Zusammenhang zwischen der seewärts-gerichteten Abwanderung anadromer Salmoniden und der Mondphase. Nach JONSSON (1991) hemmt Mondlicht stromabwärts gerichtete Wanderbewegungen. Für den See-Stör (*Acipenser fulvescens*) wurde ein Einfluss der Mondphase auf die Laichwanderung dokumentiert und für den Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) auf die tägliche Schwimmdistanz (FORSYTHE et al., 2012; NAKAYAMA et al., 2018). Ebenso wurde bei Neumond eine signifikant höhere Aktivität des Zanders (*Sander lucioperca*) aufgezeigt (HORKÝ et al., 2006).

Regenfälle wirken sich auf viele abiotische Gewässerdaten aus. Beispiele hierfür sind Abfluss, Schwebstoffgehalt und Wassertemperatur (LUCAS & BARAS, 2001). Da diese Faktoren jeweils einzeln untersucht werden, wird der **Niederschlag** im Rahmen dieser Arbeit nicht gesondert betrachtet.

Für den Aufstieg von Salmoniden in Flussmündungen gibt es ältere Untersuchungen, die von einem positiven Zusammenhang starker, landeinwärts gerichteter **Winde** und den Aufstiegszahlen ausgehen (HUNTSMAN, 1948; HAYES, 1953). JENSEN et al. (1986) konnten diesen Zusammenhang jedoch nicht belegen. Von Flussbarschen wurde eine erhöhte tägliche Schwimmdistanz bei niedrigen Windgeschwindigkeiten aufgezeigt (NAKAYAMA et al., 2018).

JONSSON & RUUD-HANSEN (1985) zeigten keinen signifikanten Einfluss der **Bewölkung** auf Wanderbewegungen von juvenilen Lachsen (*Salmo salar*). Nach PRCHALOVÁ et al. (2006 b) hatte die **Lichtintensität** keinen signifikanten Einfluss auf die Wanderzahlen von Cypriniden durch eine FWH. Dennoch stimulierte trotz der fehlenden Signifikanz bewölktetes Wetter die Wanderung, besonders in Kombination mit hohem Luftdruck. Andere Untersuchungen zeigten Steigerungen der Wanderaktivität von juvenilen Äschen und Flussbarschen mit höherer Lichtintensität (HORKÁ et al., 2015; NAKAYAMA et al., 2018). Daher soll im Rahmen dieser Arbeit der Einfluss der **Globalstrahlung** auf potamodrome Wanderbewegungen untersucht werden.

Die höchste Anzahl von Cypriniden wanderte nach PRCHALOVÁ et al. (2006 b) während Phasen mit sehr hohem oder niedrigem **Luftdruck** durch eine FWH. Auf Aufstiegsbewegungen von Regenbogenforellen wurde ein leichter Einfluss des Luftdrucks dokumentiert (DEDUAL & JOWETT, 1999). Ebenso wurde ein Einfluss des

Luftdrucks auf die tägliche Schwimmdistanz von Flussbarschen aufgezeigt (NAKAYAMA et al., 2018).

Süßwasserfische wie die Regenbogenforelle besitzen Magnetrezeptorzellen, wodurch sie sich am **Erdmagnetfeld** orientieren können (WALKER et al., 1997). NORTHCOTE (1984) vermutet einen Einfluss des Erdmagnetfelds auf Wanderbewegungen von Süßwasserfischen. Weitere Untersuchungen, ob und wie sich Änderungen des Erdmagnetfelds auf potamodrome Wanderbewegungen auswirken, sind nicht bekannt.

Es gibt Berichte, dass Fische vor Erdbeben deutlich unruhig werden (HENTIG, 1923). Veröffentlichungen, die die Auswirkung von **Erderschütterungen** auf das Wanderverhalten potamodromer Fischarten untersuchen, sind nicht bekannt.

2.2.5 Untersuchungen und aktueller Wissensstand zu Habitat- und Lebensraumfunktionen von Fischwanderhilfen

Im Gegensatz zu Untersuchungen zu Wanderbewegungen durch FWHs sind Studien zu deren Habitat- und Lebensraumfunktionen bisher weniger häufig.

JUNGWIRTH (1996) beschrieb eine FWH in Österreich als geeignetes Habitat vor allem für Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*), Bachforellen (*Salmo trutta fario*), und Äschen (*Thymallus thymallus*).

In einer FWH in Baden-Württemberg wurde nachgewiesen, dass diese nicht nur als Migrationskorridor, sondern von Mühlkoppen (*Cottus gobio*), Bachschmerlen (*Barbatula barbatula*), Döbel (*Squalius cephalus*) sowie Bach- und Regenbogenforellen auch als dauerhaftes Habitat genutzt wird. Ebenso wurde festgestellt, dass die FWH für Elritzen (*Phoxinus phoxinus*) und Gründlinge (*Gobio gobio*) nur einen reinen Migrationskorridor darstellte (JANSEN et al., 1999).

EBERSTALLER et al. (2001) und MEULENBROEK et al. (2018) untersuchten die Lebensraumfunktion einer FWH an der Donau. Vor allem Nasen (*Chondrostoma nasus*) und Barben (*Barbus barbus*) nutzten die FWH intensiv als Jungfisch- und Reproduktionshabitat. Die FWH erfüllte als Fazit im Wesentlichen die Lebensraumfunktion eines kleinen Donauzubringers der Äschenregion, kann somit ein

wichtiges Habitat zum Schutz der Fischfauna darstellen und bietet Lebensräume für alle ökologischen Gilden.

Einer weiteren FWH in Österreich wurde eine hohe Eignung als Habitat für Bach- und Regenbogenforellen zugeschrieben. Allerdings wurde hier auch genannt, dass es kaum möglich ist, eine FWH für die Habitatansprüche der Äsche, vor allem der Juvenilstadien, zu gestalten (WIESNER et al., 2007).

PANDER et al. (2013) beschreiben, dass in FWHs Schlüsselhabitate für juvenile, kleine und rheophile Fische vorhanden sein können, die häufig im Hauptfluss fehlen, besonders auch Laichhabitate. Dadurch haben FWHs positive Effekte auf die Fischgesellschaften in von Wehren beeinflussten Flüssen und erhöhen deren Habitatdiversität. Zudem wird empfohlen, die zum damaligen Zeitpunkt unterschätzte Funktion von FWHs als Kompensationshabitat in zukünftigen Restaurierungsprojekten zu berücksichtigen, besonders für juvenile und kleine Fische.

ZAUNER et al. (2017) dokumentierten in einem sehr großen Umgehungsgerinne der Donau mit einem Durchfluss an der Mündung von 17 m³/s sehr hohe Jungfischdichten und beschreiben, dass in diesem „sowohl günstige Laichplätze als auch großflächig optimale Juvenilhabitate vorhanden sind, die als hochwirksame Schlüssellebensräume fungieren“.

In einem Projekt des Landesfischereiverbands Bayern wurde die Habitatfunktion von vier FWHs untersucht. Den untersuchten FWHs wurde dabei eine generelle Eignung als Lebensraum für rhithrale bzw. rheophile Fischarten sowie für die Leitfischarten der Hauptflüsse zugesprochen. Dabei bieten FWHs die Möglichkeit, gezielt Schlüsselhabitate anzulegen, die im Hauptfluss nicht mehr vorhanden sind. Von besonderer Bedeutung ist dabei die Schaffung von Kieslaichplätzen und Jungfischhabitaten (HEIß et al., 2019).

Allerdings wurde in keiner der vorgestellten Untersuchung aufgezeigt, ob und welche Wechselwirkungen zwischen den Habitaten in den FWHs und dem Hauptfluss vorhanden sind und ob sich verschiedene Altersklassen einzelner Fischarten primär im Hauptfluss oder in den FWHs aufhalten.

3. Einführung in das Untersuchungsgebiet

3.1 Die Iller

Die Iller entsteht am Illerursprung nördlich von Oberstdorf durch den Zusammenfluss der drei Quellbäche Breitach, Stillach und Trettach (WASSERWIRTSCHAFTSAMT KEMPTEN, 2016). Der Ursprung der Iller liegt somit in den nördlichen Kalkalpen, einem relativ eng begrenzten und geologisch weitgehend homogenem Einzugsgebiet. Während der Biber-Kaltzeit floss die Iller von Kempten über Mindelheim und Augsburg in einem 30 km breiten Tal in die Donau. Erst bis zur jüngeren Donau-Kaltzeit wechselte sie in ihr weiter westlich gelegenes Tal (JERZ et al., 1975; BECKER-HAUMANN, 1998). Der größte Teil des Flusslaufs der heutigen Iller liegt in der tertiären Hügellandschaft des Alpenvorlands (SPRENGER, 2003). Nach 147 Fkm und 355 Höhenmetern mündet die Iller bei Ulm in die Donau (WASSERWIRTSCHAFTSAMT KEMPTEN, 2016). Dabei durchschneidet sie die nördlichen Kalkalpen, Flysch und Helvetikum und fließt anschließend durch das Moränengebiet der Vorlandgletscher (REINECK, 1996; SPRENGER, 2003). Die heutige Iller wurde im Wesentlichen von der letzten Eiszeit, dem Würmglazial geprägt (GREIM & KOST, 1985; STOJAKOWITS et al., 2019). Zu dieser Zeit bildeten das Ur-Aitrachtal und das untere Illertal ein zusammenhängendes Schmelzwassertal und die großen Schotterfelder des unteren Illertals, wie zum Beispiel das Memminger Feld, entstanden (JERZ et al., 1975; SPRENGER, 2003). Während des frühen Würmglazials floss Schmelzwasser des Illergletschers in das Memminger Trockental ab. Mit zunehmender Vergletscherung bildeten sich insgesamt drei Schmelzwasserabflüsse (HABBE & RÖGNER, 1989). Durch abnehmende Vergletscherung bildete sich schließlich durch Änderungen der Schmelzwasserabflüsse der heutige Iller-Canyon bei Legau (HABBE & RÖGNER, 1989). Dieser entstand durch rückschreitende Erosion einer Nahrinne zwischen den Ablagerungen des frühen und mittleren Pleistozäns (STEPP, 1953). Mit der Zeit gewann der Abfluss durch den Iller-Canyon Oberhand gegenüber dem Memminger Illertal, wodurch dieses trocken fiel (GREIM & KOST, 1985; SPRENGER, 2003). Während das obere Illertal, vor allem südlich von Martinszell, stark tektonisch geformt ist, ist besonders der Illerabschnitt zwischen Kempten und Altusried glazialmorphologisch geprägt. Die Stirn des Iller-Vorlandgletschers reichte dabei im Illertal bis nördlich der Fluhmühle (heutige Illerstufe 5; SPRENGER, 2003). Im Iller-Canyon schneidet die Iller

tiefe Steilufer in riss- und würmeiszeitliche Moränen sowie tertiäre Sande und Mergel der oberen Süßwassermolasse (REINECK, 1996).

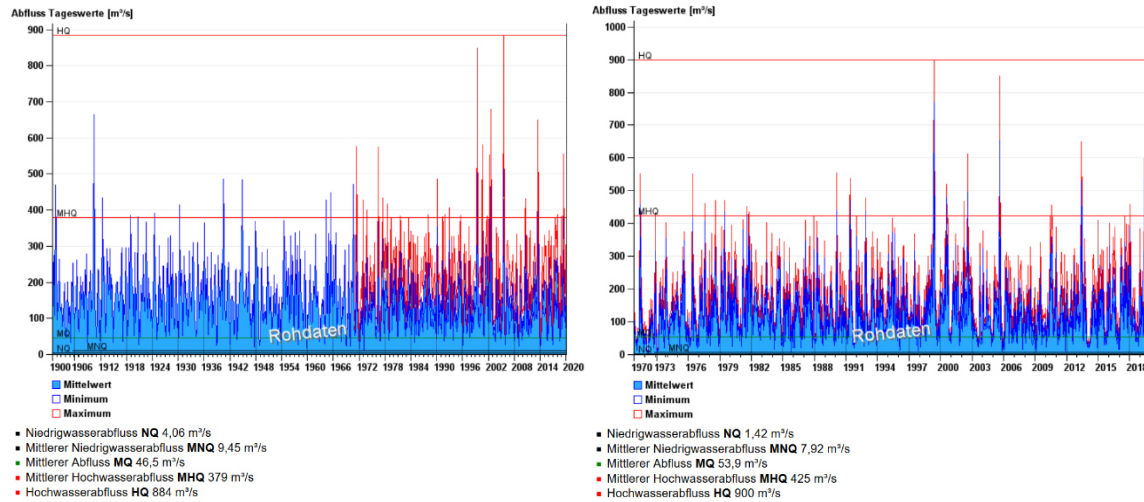


Abbildung 2: Gewässergang der Iller am Pegel Kempten (rechts) und Pegel Wiblingen (links). Bildquelle: Gewässerkundlicher Dienst Bayern, 2020.

Die Begradigung der Iller begann ab 1860 (GREIM & KOST, 1985; ARNOLD et al., 2006). Das damals geschaffene Flussbett ist bis heute noch weitgehend vorhanden (ARNOLD et al., 2006). Ab ca. 1910 mussten Stauwehre gebaut werden, da sich die Iller nach der Begradigung durch Sohlerosion massiv eingetieft hat (bis 4,5 m; ARNOLD et al., 2006). Der Bau der Kraftwerke im Projektgebiet begann 1937 mit der Errichtung der Illerstufe 7 bei Maria Steinbach, die Illerstufen 5, 6 und 8 wurden während des Zweiten Weltkriegs gebaut, die Illerstufe 4 1961 (GREIM & KOST, 1985; HABBE, 2000). Mit einem Einzugsgebiet von 2.154 km² (REINECK, 1996) und einem mittleren Abfluss von 46,5 m³/s bei Kempten (Pegel Kempten; GEWÄSSERKUNDLICHER DIENST BAYERN, 2020 a; Abb. 2) und 53,9 m³/s bei Wiblingen (Pegel Wiblingen; GEWÄSSERKUNDLICHER DIENST BAYERN, 2020 b; Abb. 2) zählt die Iller als Gewässer des Typs 4 „Große Flüsse des Alpenvorlands“ (POTTGIESSER et al., 2003). Aus fischbiologischer Sicht ist die Iller im untersuchten Gebiet der Äschenregion zuzuordnen und bildet den Übergang vom großen Hyporhithral zum mittleren Epipotamal.

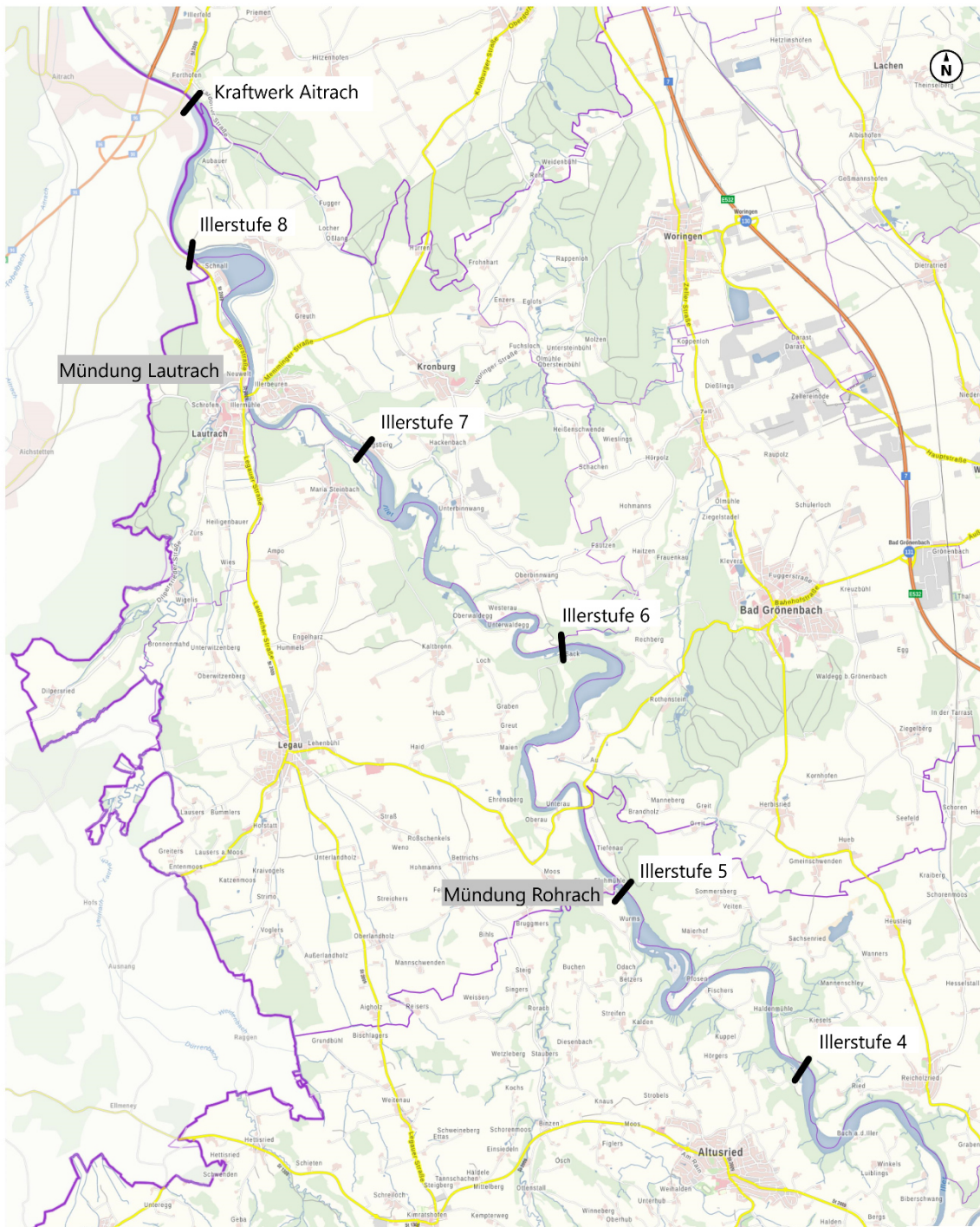


Abbildung 3: Übersicht über das Untersuchungsgebiet zwischen der Illerstufe 4 bei Altusried und dem Kraftwerk Aitrach. Die Illerstufen sind mit schwarzen Balken eingezeichnet und mit weißen Textfeldern beschriftet, die Mündungen der Rohrach und Lautrach sind mit grauen Textfeldern gekennzeichnet. Bildquelle: bearbeitet aus BayernAtlas, 2020.

Das Untersuchungsgebiet umfasst die Iller zwischen der Illerstufe 4 bei Altusried (Koordinaten: 32T 591912.401 5296718.125) und dem Kraftwerk Aitrach bei Ferthofen (Koordinaten: 32T 582751.477 5310091.565; Abb. 3). Innerhalb dieser 25 km langen Strecke ist die Iller in fünf Stauhaltungen gegliedert (Illerstufe 5: Fluhmühle, Illerstufe

6: Legau, Illerstufe 7: Maria Steinbach, Illerstufe 8: Lautrach). Die Illerstufen 4 bis 8 werden von der LEW Wasserkraft GmbH betrieben, das Kraftwerk Aitrach von der EnBW Energie Baden-Württemberg AG. Unterhalb der Kraftwerke Illerstufe 4 bis Illerstufe 7 zeigt die Iller noch einen frei fließenden Charakter, bevor sie nach ca. 1,0 bis 1,5 Fkm in die Stauwurzel des nächsten Stausees übergeht (Abb. 4).

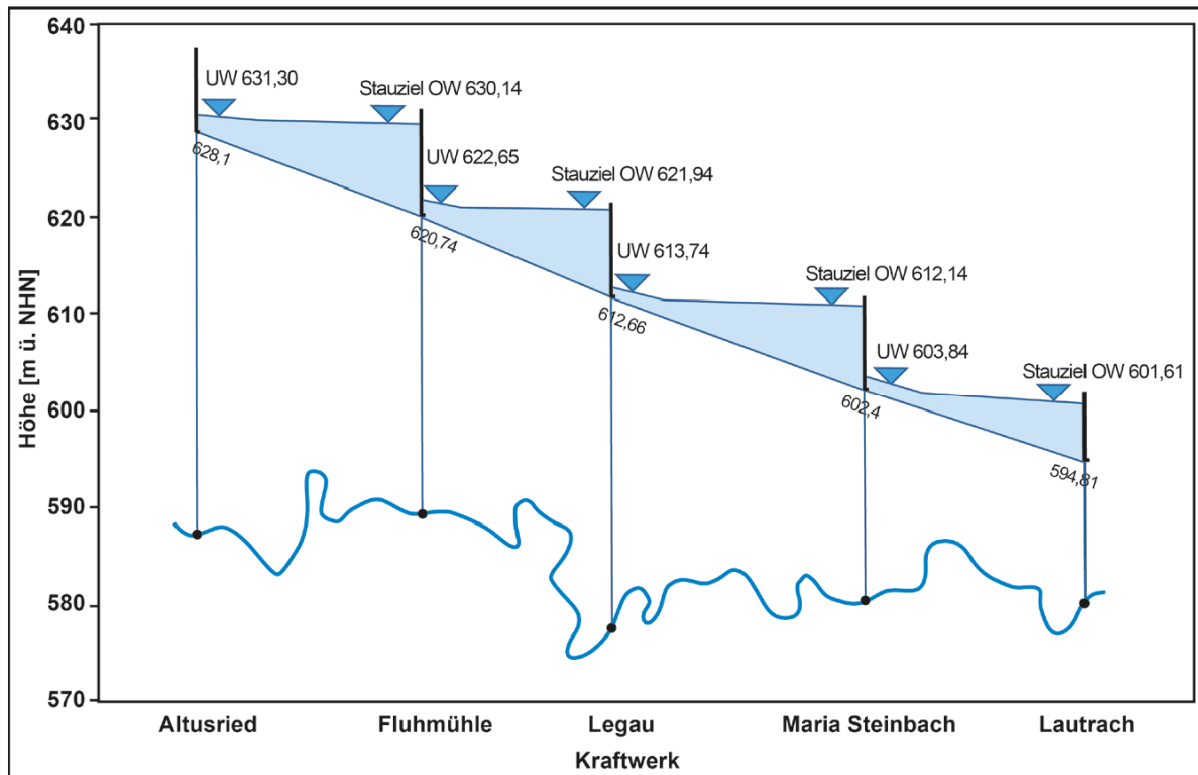


Abbildung 4: Übersicht über die Illerstufe 4 (Altusried) bis Illerstufe 7 (Lautrach). Die stärker geneigten Abschnitte in der Abbildung zeigen die freien Fließstrecken. Bildquelle: aus Stojakowits et al. (2019).

Im Untersuchungsgebiet münden die Rohrach und die Lautrach in die Iller, welche beide Gewässer des Typs 2.1 „Bäche des Alpenvorlands“ darstellen (POTTGIESSER et al., 2003). Die Lautrach ist stark von menschlichen Eingriffen wie Begradigungen und Querverbauungen gekennzeichnet, dagegen ist die Rohrach ein weitgehend vom Menschen unverbauter Wildbach mit naturnahem Geschiebefluss.

Da die Iller im untersuchten Abschnitt von „Eingriffen zur Speicherung des Wassers, z. B. für die [...] Stromerzeugung“ geprägt ist, handelt es sich nach CIS-ARBEITSGRUPPE 2.2 (2002) um ein „heavily modified waterbody“ (HMWB).

Die Iller liegt im Untersuchungsgebiet nach dem Bewirtschaftungsplan der EG-WRRL im Flusswasserkörper 1_F008_BW „Iller von der Einmündung Iselbach bis Aitrach“ und bildet ein Gewässer der 1. Ordnung. Nach der aktuellen Risikoanalyse (Dezember 2013) ist die Erreichung des guten ökologischen Potenzials bis 2021 „unklar“, aufgrund von Nährstoffeinträgen und hydromorphologischen Veränderungen. Nach der Bewertung vom Dezember 2015 wurde das ökologische Potenzial als „mäßig“ eingestuft. Dies liegt primär an der als „mäßig“ eingestuften Qualitätskomponente Fischfauna. Die Hauptgründe des „mäßigen“ Zustands der Fischfauna liegen vor allem in der Fragmentierung sowie fehlenden Schlüsselhabitaten. Die das Makrozoobenthos, die Makrophyten und das Phytobenthos betreffenden Qualitätskomponenten wurden allesamt „gut“ bewertet. Der chemische Zustand wurde aufgrund von Belastungen durch Quecksilber und Quecksilberverbindungen als „nicht gut“ eingestuft. Das Maßnahmenprogramm von 2016 bis 2021 zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials umfasst Maßnahmen zu „Abflussregulierungen und morphologische[n] Veränderungen“, wie zum Beispiel „Maßnahmen zur Gewährleistung des erforderlichen Mindestabflusses“, „massive Sicherungen (Ufer/Sohle) beseitigen/reduzieren“, „Maßnahmen zur Habitatverbesserung im vorhandenen Profil“ sowie „konzeptionelle Maßnahmen“ wie „Konzepte zum Sedimentmanagement“. Nach 2021 sind zur Zielerreichung der EG-WRRL Maßnahmen zur „Abflussregulierung und morphologische Veränderungen“ geplant (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, 2015).

Der historische Fischbestand der Iller setzt sich unter anderem aus Äschen (*Thymallus thymallus*), Barben (*Barbus barbus*), Mühlkoppen (*Cottus gobio*), Huchen (*Hucho hucho*), Forellen (*Salmo trutta*), Döbel (*Squalius cephalus*) und Rutten (*Lota lota*) zusammen (SARRAZIN, 1992; OELWEIN, 2005). VON SCHÖNAU (1755 - 1785) beschreibt Fänge aus der Iller von Huchen, Barben, Äschen, Hechten (*Esox lucius*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Gründlingen (*Gobio gobio*), Rutten, Forellen, Lauben (*Alburnus alburnus*) und Alanden (*Leuciscus idus*). Dabei kamen Karpfen jedoch in der Iller nur vor, „so fern ein Weyher überlaufft [sic]“ (VON SCHÖNAU, 1755 - 1785). Zudem war die Iller nach SARRAZIN (1992) auch besonders für die Laichzüge von Nasen (*Chondrostoma nasus*) bekannt, welche bis aus der Donau kommend zu Tausenden bis oberhalb Kemptens aufstiegen und früher in der Iller in großen Mengen gefangen worden sein. Ebenso wird das massenhafte Ablichten von Nasen an der Leubas-Mündung (Koordinaten: 32T 597390.192 5291269.981) beschrieben, wobei jedes Jahr

10.000 bis 13.000 Nasen innerhalb von 10 bis 14 Tagen gefangen worden sein sollen (VON SCHÖNAU, 1755 - 1785; SARRAZIN, 1992). Auch der KREISFISCHEREIVerein FÜR SCHWABEN UND NEUBURG (1895) nennt einen Nasenlaichplatz bei der Mündung des Mühlbachs (Koordinaten 32T 597390.192 5291269.981) bei Lauben in die Iller. Ebenso wird beschrieben, dass die Barbe in der Iller „von Ay [bei Kempten] ab abwärts erscheint“, „aber erst von Lauterach [Lautrach] an zahlreich, ebenso alle in der Region der Barbe vorkommenden Fische“ (KREISFISCHEREIVerein FÜR SCHWABEN UND NEUBURG, 1895). Bereits 1619 wurde eine Abnahme von Huchen und Äschen in der Iller beklagt (OELWEIN, 2005). Auch VON SCHÖNAU (1755 - 1785) beschreibt eine starke Abnahme der Äsche in der Iller aufgrund der Flößerei („wegen dem vilen Holzschwemmen [sic]“). H. L. (1997) berichtet über einen Angeltag als Jugendlicher 1942 an der Iller bei Illerbeuren. Dabei beschreibt er einen „sehr guten Bestand an Äschen“ sowie einen „sagenhaften Besatz an Huchen“ und gibt an, dass der Fang von „zehn Äschen in drei Stunden“ die „Regel“ war. Es sind keine wissenschaftlichen Quellen über den Fischbestand der Iller nach dem Bau der Kraftwerke bekannt, jedoch Berichte von Anglern. So bedauert H. L. (1997), dass nach dem Bau des Kraftwerks in Ferthofen Äschen und Huchen bei Illerbeuren verschwunden seien und man dort nur noch Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) und Rotaugen (*Rutilus rutilus*) fangen konnte. Dagegen führt WIESNER (1986) aus, dass Huchen noch bis 1960 in beachtlichen Mengen in der Iller vorkamen und gibt „Aitel [Döbel], Nase, Barbe, in geringer Menge Äsche und Forellen, vereinzelt auch Karpfen und Schleien [*Tinca tinca*]“ als weitere nach dem Bau der Kraftwerke in der der Iller vorkommende Fischarten an, zudem auch Bachschmerlen (*Barbatula barbatula*), Elritzen (*Phoxinus phoxinus*) und Gründlinge.

Als Referenzzönosen für als HMWB eingestufte Fließwasserkörper (Potenzialzönose) der Iller, wurden ober- und unterhalb der Mündung der Lautrach gemäß der EG-WRRL die in Tab. 2 dargestellten Fischartenzusammensetzungen erstellt (FISCHEREIFACHBERATUNG DES BEZIRKS SCHWABEN, 2019).

Tabelle 2: Potenzialzönosen der als HMWB eingestuften Fließwasserkörper der Iller (Quelle: verändert nach FISCHEREIFACHBERATUNG DES BEZIRKS SCHWABEN, 2019).

Art		Sonthofen bis Einmündung der Lautrach	Einmündung der Lautrach bis Mündung in die Donau
		Anteil [%]	Anteil [%]
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	0,0	0,1
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	20,6	16,2
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	2,5	0,5
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	21,0	8,8
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	2,9	12,0
Brachse	<i>Abramis brama</i>	0,0	0,1
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>	4,8	16,2
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	4,9	8,1
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	0,0	0,5
Frauennerfling	<i>Rutilus pigus</i>	0,0	0,5
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	0,0	2,0
Mühlkoppe	<i>Cottus gobio</i>	4,2	2,0
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	23,8	10,8
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	4,8	4,0
Hecht	<i>Esox lucius</i>	0,0	0,1
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	0,6	0,6
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	0,0	0,1
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	5,1	8,4
Rutte	<i>Lota lota</i>	1,5	2,4
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	0,0	0,5
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0,0	0,1
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	1,0	3,5
Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	0,1	0,1
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	0,0	0,1
Steingressling	<i>Romanogobio uranoscopus</i>	1,0	1,0
Streber	<i>Zingel streber</i>	0,1	0,1
Strömer	<i>Telestes souffia</i>	1,0	1,0
Zährte	<i>Vimba vimba</i>	0,0	0,1
Zingel	<i>Zingel zingel</i>	0,1	0,1
Gesamt [%]		100,0	100,0

3.2 Überblick über die Kraftwerke im Untersuchungsgebiet, deren Unterwasserstrecken und Fischwanderhilfen

Im Folgenden wird die Iller ober- und unterhalb der im Projektgebiet liegenden Wasserkraftwerke sowie die FWHs um diese beschrieben. Als Unterwasser (UW) wird im Rahmen dieser Arbeit jeweils die Illerstrecke bis 1,5 Fkm unterhalb eines Kraftwerks bezeichnet, als Stausee der von größtenteils geringen Fließgeschwindigkeiten gekennzeichnete Bereich oberhalb eines Kraftwerks.

Illerstufe 4, Altusried (Koordinaten: 32T 591912.401 5296718.125; Abb. 5, Abb. 6, Abb. 7)

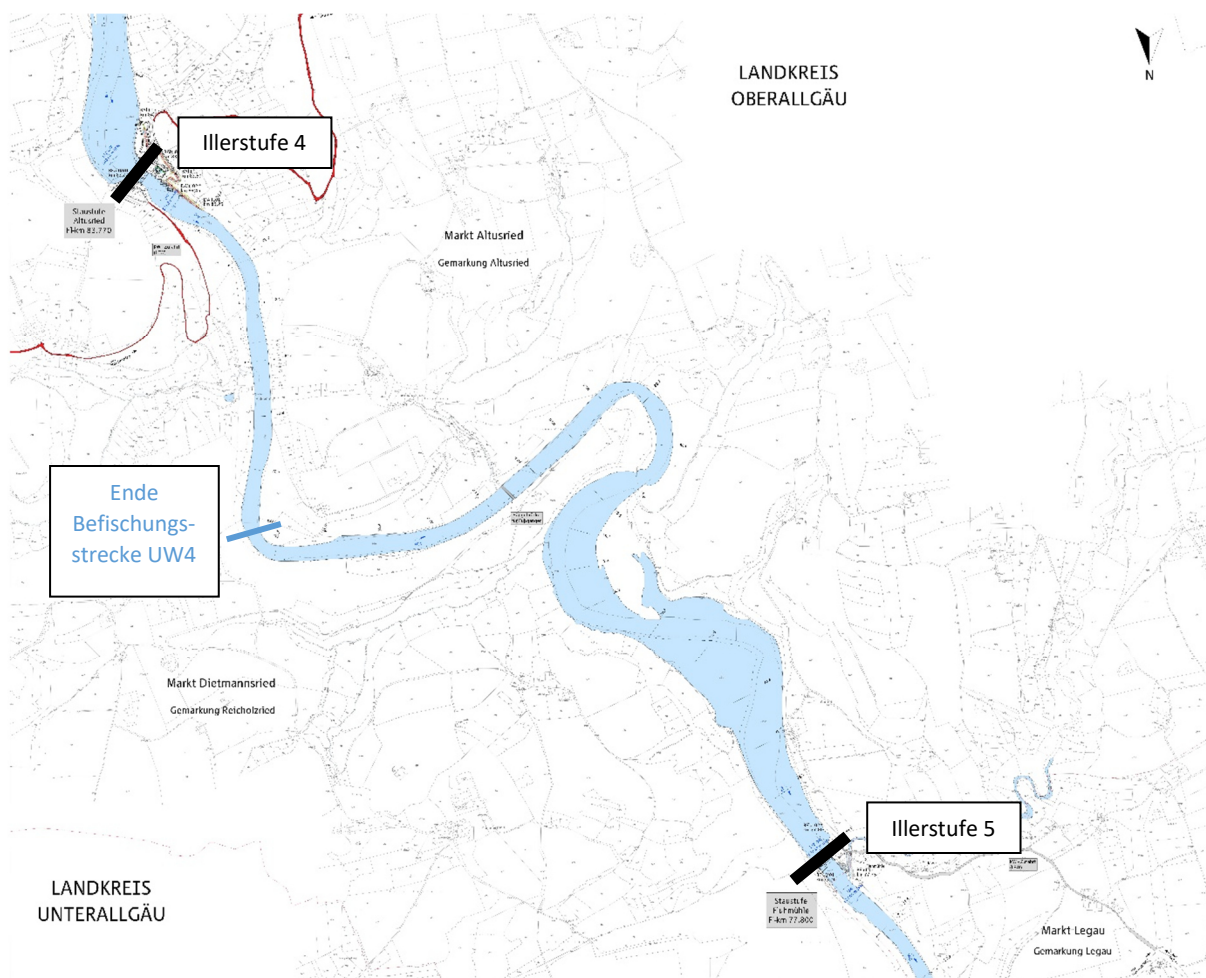


Abbildung 5: Überblick über die Iller zwischen der Illerstufe 4 bei Altusried und der Illerstufe 5 bei Fluhmühle mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW4. Bildquelle: verändert nach LEW Wasserkraft GmbH, 2020.

Die Iller ist im Unterwasser der Illerstufe 4 (UW4) zwischen 40 und 75 m breit. Geschiebe fehlt im Unterwasser weitgehend, die Gewässersohle wird größtenteils von hartem Flinz gebildet.



Abbildung 6: Überblick über die Illerstufe 4 bei Altusried. Rechts im Bild ist die Fischwanderhilfe zu erkennen. Auf dem im Bild linken Ufer wurde im Unterwasser Kies eingebracht und ein flaches, naturnahes Ufer geschaffen (Stand 2018). Bildquelle: Flussbau iC GmbH, 9500 Villach, Österreich, 2018.

Bei einer Gewässerbreite bis 200 m zeigt der Stausee eine schlauchartige Struktur. In den Uferbereichen ist der Stausee von Schlamm-bänken geprägt. Rund 5,1 Fkm oberhalb der Illerstufe Altusried kommt der natürliche Geschiebetransport der Iller aufgrund des Rückstaus der Staustufe zum Erliegen (Koordinaten: 32T 593916.161 5294202.308). Das von der Iller dort abgelagerte Geschiebe wird in unregelmäßigen Abständen ausgebaggert.

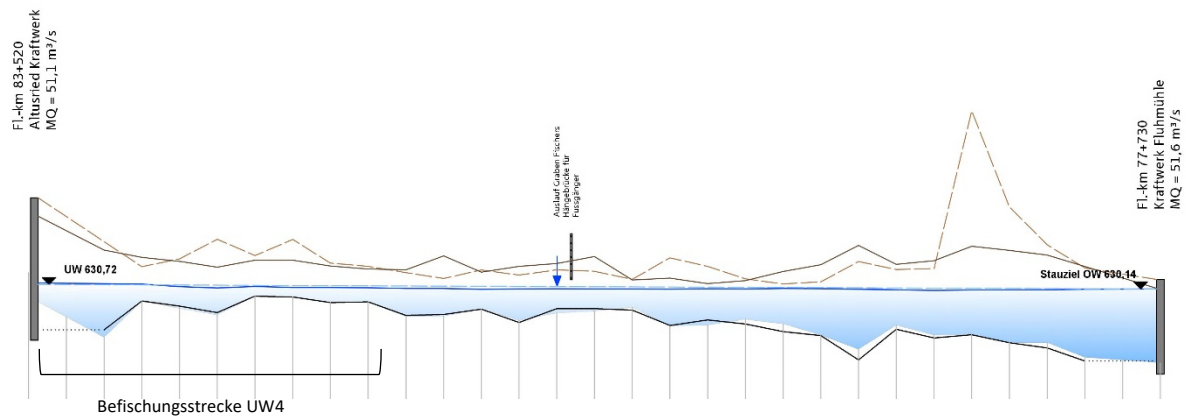


Abbildung 7: Längsschnitt der Iller zwischen der Illerstufe 4 (Kraftwerk Altusried) und der Illerstufe 5 (Kraftwerk Fluhmühle) mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW4. Bildquelle: verändert nach LEW Wasserkraft GmbH, 2020.

Die Fischwanderhilfe um die Illerstufe 4 (FWH4) wurde im Frühjahr 2016 fertiggestellt (Tab. 3). Sie besteht aus insgesamt 81 Becken. Die ersten fünf Becken nach dem Einlauf in die FWH4 wurden als technischer Vertical-Slot Pass gebaut, die restlichen 76 Becken als naturnaher Beckenpass. Die Becken des naturnahen Beckenpasses haben eine lichte Beckenlänge von 4,8 bis 15,0 m. Insgesamt ist die FWH4 525 m lang. Dabei überwindet sie einen Höhenunterschied von 9 m. Sie mündet rund 265 m unterhalb des Kraftwerks linksseitig mit einem Winkel von ca. 50° in die Iller. Der Durchfluss durch die FWH4 beträgt meist 1,0 m³/s, wobei dieser zwischen 0,8 und 1,5 m³/s schwanken kann.

Illerstufe 5, Fluhmühle (Koordinaten: 32T 593916.161 5294202.308; Abb. 8, Abb. 9, Abb. 10, Abb. 11)

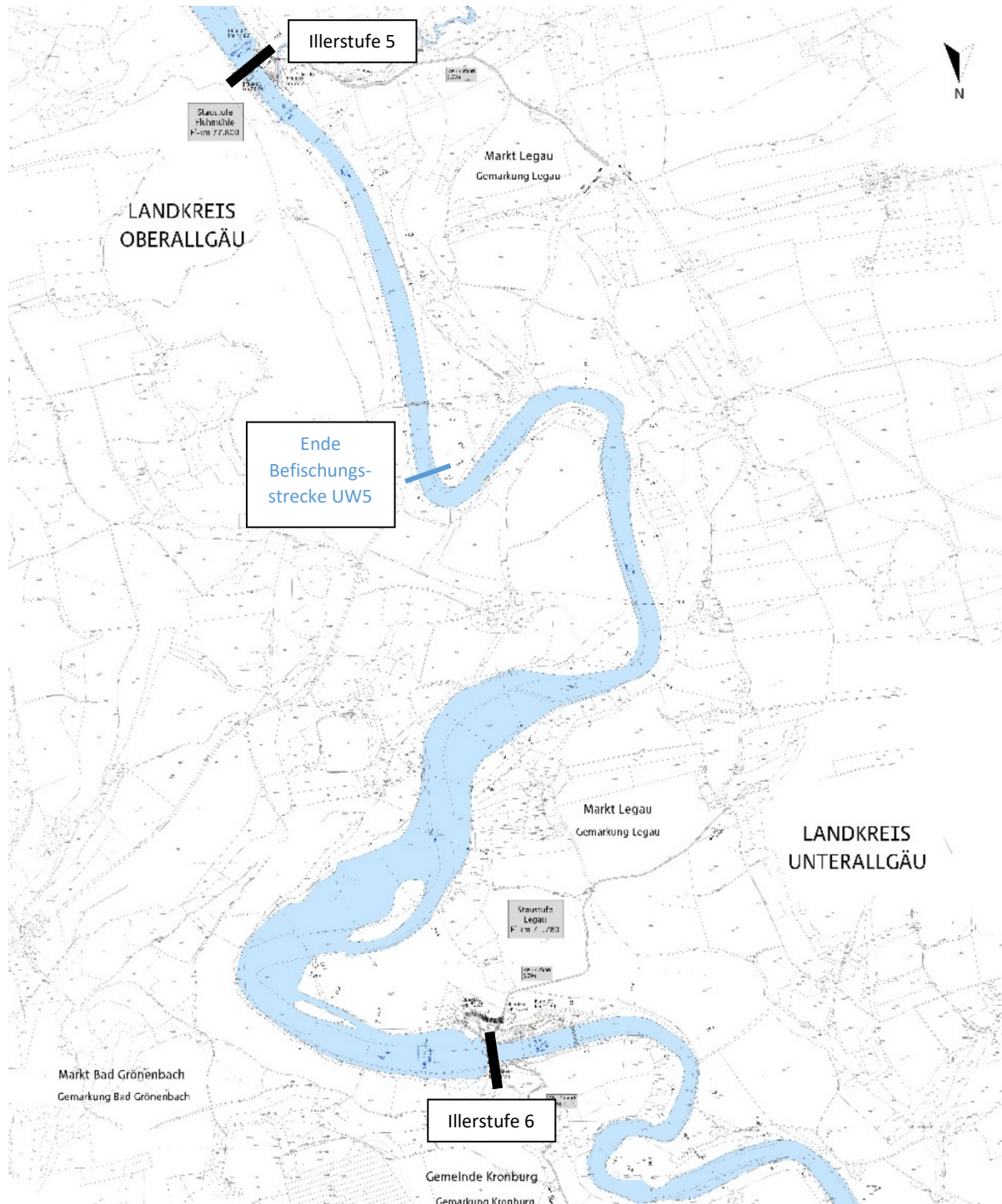


Abbildung 8: Überblick über die Iller zwischen der Illerstufe 5 bei Fluhmühle und der Illerstufe 6 bei Legau mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW5. Bildquelle: verändert nach LEW Wasserkraft GmbH, 2020.

Im Unterwasser der Illerstufe 5 (UW5) ist die Iller ca. 60 bis 75 m breit. 97 m unterhalb der Illerstufe 5 mündet linksufrig die Rohrach in die Iller. Im Mündungsbereich beträgt die Gewässerbreite der Rohrach rund 6 m. Als weitgehend unverbautes Gewässer transportiert die Rohrach ca. 200 m³ Geschiebe pro Jahr in die Iller (TSIGARIDAS, 2016). Durch die Geschiebezufuhr der Rohrach zeigt die Iller unterhalb der Illerstufe 5 im Gegensatz zu den restlichen Kraftwerksunterwasserstrecken des Projektgebiets linksufrig eine kiesige Sohlstruktur, welche von dem deltaartigen Mündungsbereich der Rohrach und einer stromabwärts folgenden Geschiebefahne geprägt ist. Nach mündlichen Aussagen von Mitgliedern des Fischereivereins Neugablonz e. V., welcher die betreffende Gewässerstrecke bewirtschaftet, dient der Mündungsbereich der Rohrach als Laichhabitat für Nasen (*Chondrostoma nasus*) und Huchen (*Hucho hucho*).



Abbildung 9: Die Illerstufe 5 bei Fluhmühle. Rechts auf dem Bild ist die Fischwanderhilfe in technischer Bauart zu erkennen. Ebenso mündet rechts auf dem Bild die Rohrach, ein naturnaher Wildbach, in die Iller und transportiert Geschiebe in diese.
Bildquelle: Olav König, 2019.



Abbildung 10: Überblick über das Unterwasser der Illerstufe 5. Linksufrig ist die Mündung der Rohrach in die Iller und deren Geschiebefahne zu erkennen. Bildquelle: Olav König, 2019.

Die Illerstufe 5 befindet sich 5,6 Fkm unterhalb der Illerstufe 4. Der Stausee oberhalb der Illerstufe 5 hat eine Gewässerbreite bis zu 330 m, seine Struktur ist schlauchartig. Die Uferbereiche sind schlammig und stark verlandet. Die 270 m lange Fischwanderhilfe (FWH5) um die Illerstufe 5 wurde komplett als Vertical-Slot Pass in technischer Bauweise konstruiert (Tab. 3). Die 63 Becken haben eine lichte Beckenlänge von jeweils 3,50 m und eine Wassertiefe von 80 bis 90 cm. Der Durchfluss beträgt $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$. Die FWH5 mündet 25 m unterhalb der Illerstufe 5 mit einem Mündungswinkel von 90° in die Iller.

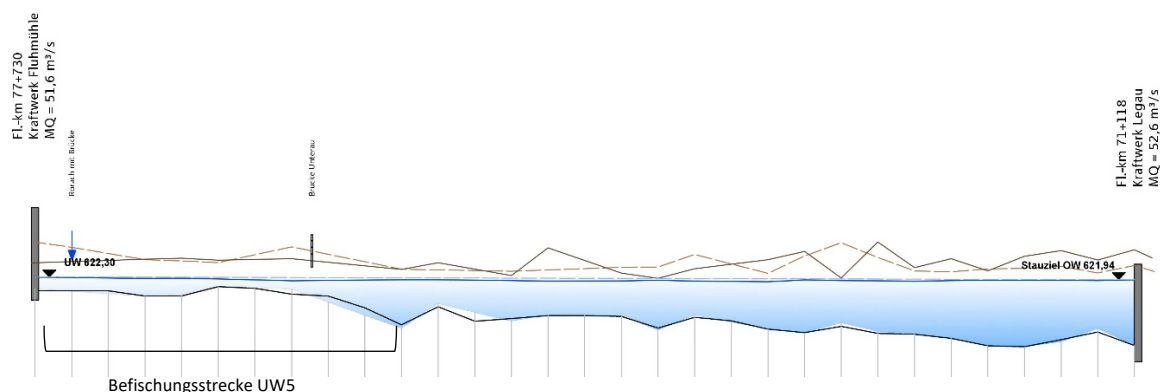


Abbildung 11: Längsschnitt der Iller zwischen der Illerstufe 5 (Kraftwerk Fluhmühle) und der Illerstufe 6 (Kraftwerk Legau) mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW5. Bildquelle: verändert nach LEW Wasserkraft GmbH, 2020.

Illerstufe 6, Legau (Koordinaten: 32T 588045.219 5302437.311; Abb. 12, Abb. 13, Abb. 14)

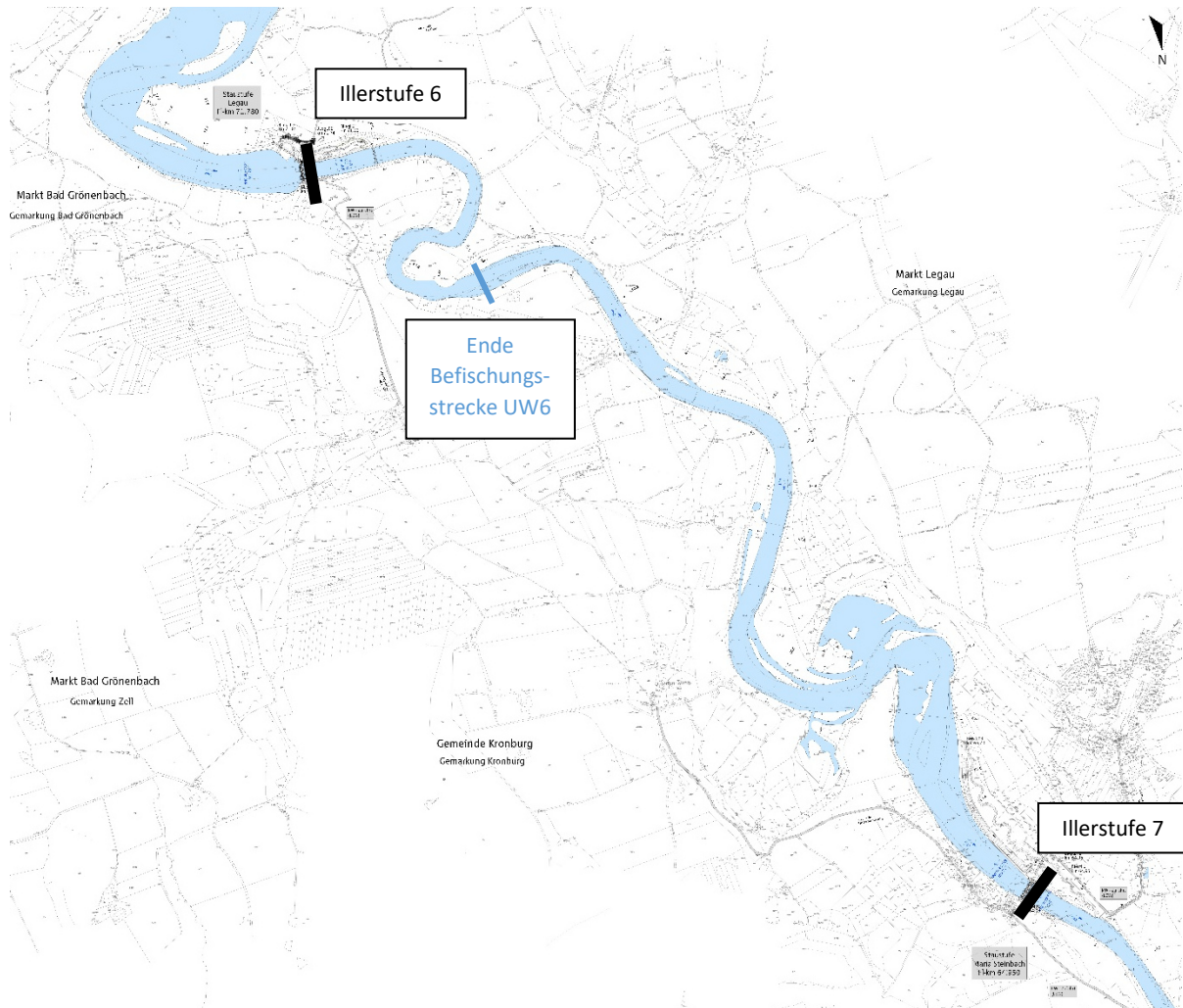


Abbildung 12: Überblick über die Iller zwischen der Illerstufe 6 bei Legau und der Illerstufe 7 bei Maria Steinbach mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW6. Bildquelle: verändert nach LEW Wasserkraft GmbH, 2020.

Die Iller hat im Unterwasser der Illerstufe 6 (UW6) eine Gewässerbreite von rund 60 bis 65 m. Geschiebe fehlt im Unterwasser weitgehend, die Gewässersohle wird größtenteils von Flinz gebildet. Der Stausee oberhalb der Illerstufe 6 weist eine schlauchartige Struktur auf. An der breitesten Stelle beträgt die Gewässerbreite rund 240 m. In den Uferbereichen ist der Stausee stark verlandet und wird von Schlammflächen dominiert. Die Illerstufe 6 befindet sich 6,0 Fkm unterhalb der Illerstufe 5.

Die Fischwanderhilfe (FWH6) um die Illerstufe 6 wurde als Kombination aus einem naturnahen Beckenpass, einem naturnahen Umgehungsgerinne und einem technischen Vertical-Slot Pass konstruiert (Tab. 3). Die stromauf ersten drei Becken wurden als technischer Vertical-Slot Pass angelegt. Anschließend folgt ein 55 m langes naturnahes Umgehungsgerinne. An dieses ist ein naturnaher Beckenpass angebunden, welcher aus 74 Becken besteht. Die Becken des naturnahen Beckenpasses haben eine Länge von 4,0 bis 4,5 m und eine maximale Wassertiefe von 60 bis 80 cm. Die FWH6 mündet linksufrig mit einem Winkel von 35° 72 m unterhalb der Illerstufe 6 in die Iller. In der unteren Hälfte der FWH6 zweigt ein Auebach mit einer Länge von 200 m ab. Dieser wurde als natürliches Gerinne angelegt und weist eine Gewässerbreite von ca. 2 bis 4 m auf. Der Auebach mündet 275 m unterhalb der Illerstufe 6 in die Iller.



Abbildung 13: Überblick über die Illerstufe 6 bei Legau. Im Unterwasser ist auf der linken Uferseite die in die Iller mündende Fischwanderhilfe zu erkennen. Am rechten Ufer des Unterwassers sind mehrere Felder des während des ISOBEL-Projekts eingebrachten Kiesel zu erkennen. Am linken Ufer wurde stromab der Mündung der Fischwanderhilfe das Ufer abgeflacht und ein naturnahes Kieselufer geschaffen. Dort wurde ebenfalls Kiesel eingebracht. Bildquelle: Olav König, 2019.

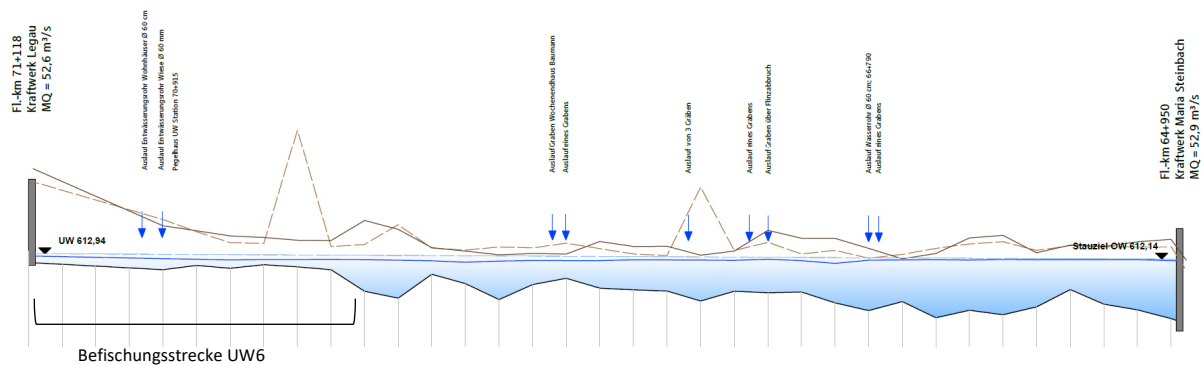


Abbildung 14: Längsschnitt der Iller zwischen der Illerstufe 6 (Kraftwerk Legau) und der Illerstufe 7 (Kraftwerk Maria Steinbach) mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW6. Bildquelle: verändert nach LEW Wasserkraft GmbH, 2020.

Illerstufe 7, Maria Steinbach (Koordinaten: 32T 585291.724 5305267.187; Abb. 15, Abb. 16, Abb. 17)

Im Unterwasser des Kraftwerks Maria Steinbach (UW7) weist die Iller eine Gewässerbreite von 60 bis 70 m auf. Die Gewässersohle wird fast ausschließlich von hartem Flinz gebildet. Geschiebe fehlt nahezu vollständig. Das in Fließrichtung gesehen rechte Ufer ist mit Flussbausteinen verbaut. Das linke Ufer wurde abgeflacht und besteht nun aus einem flachen Kiesufer. Der Stausee der Illerstufe 7 hat eine schlauchartige Form. Er ist an der breitesten Stelle knapp 230 m breit. Die Uferbereiche des Stausees sind von Schlammhängen geprägt. Die Illerstufe 7 befindet sich 5,9 Fkm unterhalb der Illerstufe 6.

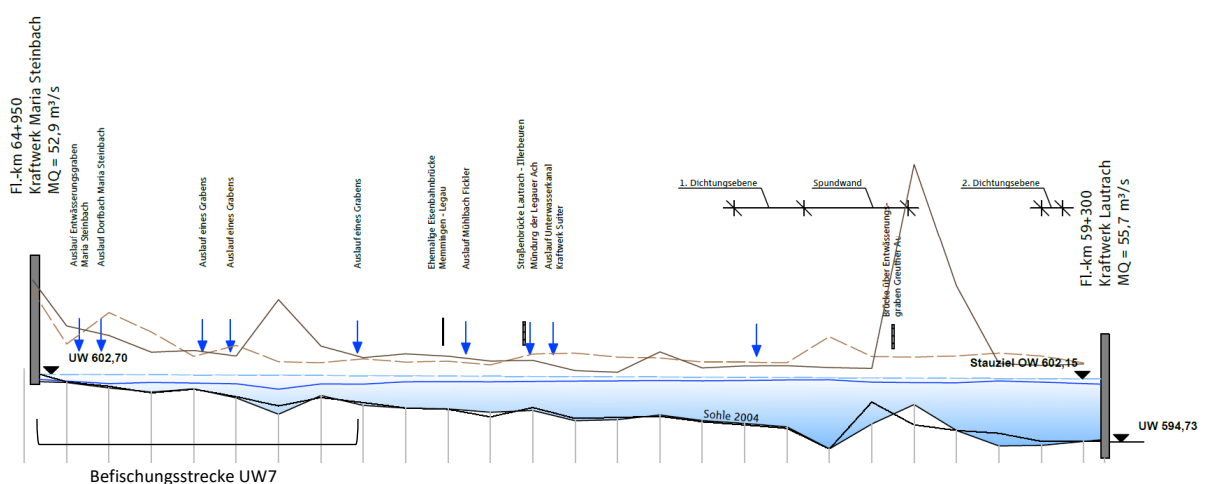


Abbildung 15: Längsschnitt durch die Iller zwischen der Illerstufe 7 (Kraftwerk Maria Steinbach) und der Illerstufe 8 (Kraftwerk Lautrach) mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW7. Bildquelle: verändert nach LEW Wasserkraft GmbH, 2020.

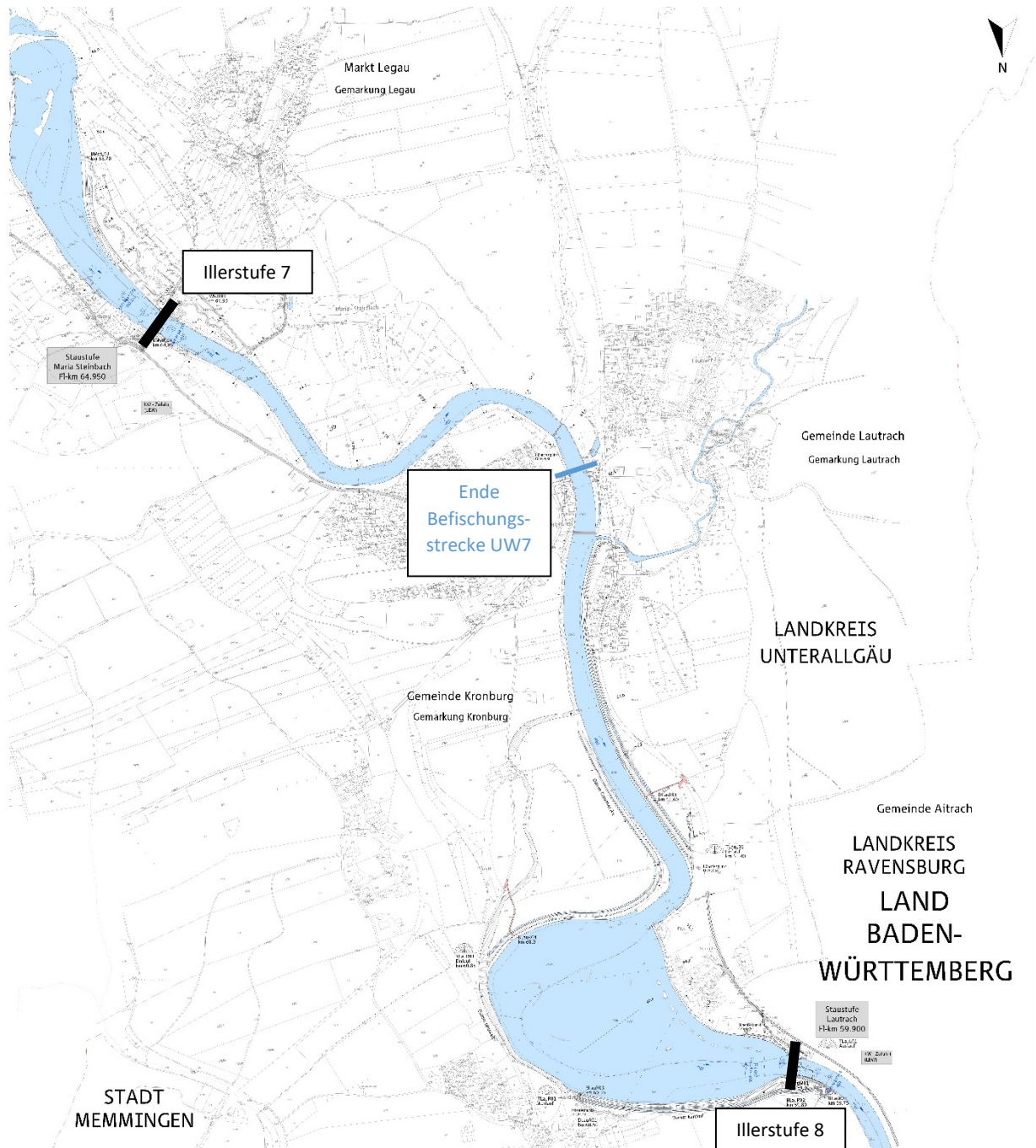


Abbildung 16: Überblick über die Iller zwischen der Illerstufe 7 bei Maria Steinbach und der Illerstufe 8 bei Lautrach mit der 1.500 m langen Befischungsstrecke UW7. Bildquelle: verändert nach LEW Wasserkraft GmbH, 2020.



Abbildung 17: Überblick über die Illerstufe 7 bei Maria Steinbach. Auf der im Bild rechten Uferseite ist unterhalb des Kraftwerks die Mündung der Fischwanderhilfe mit angebundenem Gerinne zu erkennen. Links im Bild ist eine während des ISOBEL-Projekts eingebrachte Buhne sichtbar. Stromab der Mündung der Fischwanderhilfe wurde das auf dem Bild rechte Ufer abgeflacht und ein naturnahes Kiesufer geschaffen. Bildquelle: LEW Wasserkraft GmbH, 2016.

An der Illerstufe 7 wurde die Fischwanderhilfe (FWH7) als Kombination aus technischem Vertical-Slot Pass und naturnahem Beckenpass angelegt. Dabei wurden die stromauf ersten fünf Becken als Vertical-Slot Pass konstruiert und die restlichen 74 als naturnaher Beckenpass. Die FWH7 hat insgesamt eine Länge von 900 m und überwindet einen Höhenunterschied von 8,10 m. Die Becken des naturnahen Beckenpasses sind bis zu 14,5 m lang. 70 m unterhalb des Kraftwerks Maria Steinbach mündet die FWH7 linksufrig in die Iller. Der Mündungswinkel in die Iller beträgt 7°. Im unteren Drittel der FWH7 zweigt ein rund 340 m langer Auebach mit einer Gewässerbreite von ca. 2,0 bis 2,5 m ab. Dieser wurde als naturnahes Gerinne konstruiert. Der Auebach mündet 290 m unterhalb der Illerstufe 7 in die Iller. Die FWH7 wurde 2018 umgestaltet, um deren Habitatfunktion zu verbessern. Dabei wurde speziell auf die Ansprüche von Kleinfischen, Jungfischen und Fischlarven geachtet.

Die Umgestaltung umfasste den Einbau von flachen, periodisch überströmten Ufern, sackartigen Uferaufweitungen, periodisch überströmten Kiesinseln, flachen Nebengerinnen sowie die Anbindungen von Totwasserbereichen und altarmähnlichen Gewässerzungen (EPPLÉ & BORN, 2018).

Illerstufe 8, Lautrach (Koordinaten: 32T 582539.563 5308150.360; Abb. 18, Abb. 19)



Abbildung 18: Überblick über die Illerstufe 8 bei Lautrach. Links im Bild ist die Fischwanderhilfe in naturnaher Bauart zu erkennen. Beide Ufer des Unterwassers der Illerstufe 8 sind stark verbaut und mit Beton verfestigt. Bildquelle: Olav König, 2019.

Im Unterwasser der Illerstufe 8 (UW8) ist die Iller auf den ersten 500 m rund 60 m breit. Anschließend verbreitert sich die Iller auf den folgenden 1.000 m auf bis zu ca. 245 m. Die Stauwurzel der Illerstufe Aitrach reicht unmittelbar bis an die Illerstufe 8. Beide Ufer sind auf den ersten 500 m stromab des Kraftwerks stark verbaut und mit Beton verfestigt, wodurch die Iller dort eine kanalartige Struktur aufweist. Anschließend zeigt die Iller eine seenartige Struktur und ist von Schlammhängen und stark verkrauteten Flachwasserzonen geprägt. Geschiebe fehlt vollständig, die Gewässersohle ist teilweise mit großen Flussbausteinen besetzt, welche jedoch nicht die Wasseroberfläche erreichen. Der Stausee oberhalb der Illerstufe 8 weist eine sackartige Form auf. Die Gewässerbreite des Stausees beträgt bis zu 650 m. Der

Stausee ist auf großen Teilen stark verlandet. Schlamm­bänke ziehen sich bis knapp unter die Wasseroberfläche, sodass bei Niedrigwasserständen große Bereiche des Stausees trockenfallen. Die Illerstufe 8 befindet sich 4,8 Fkm unterhalb der Illerstufe 7 (Abb. 16). 2,5 Fkm stromab der Illerstufe 8 befindet sich die Illerstufe Aitrach. Die stromauf ersten acht Becken der Fischwanderhilfe um die Illerstufe 8 (FWH8) wurden als technischer Vertical-Slot Pass konstruiert. Anschließend folgt ein naturnaher Beckenpass mit 14 Becken, die zwischen 9 und 30 m lang sind. Der Beckenpass mündet schließlich in einen ehemaligen Sickerwassergraben. In diesen wurden 17 Becken mit einer Länge von bis zu 60 m eingebaut. Anschließend geht die FWH8 in einen naturnah gestalteten Raugerinne-Beckenpass mit zwölf Becken über, die Becken haben eine Länge von jeweils 4 bis 7 m. Die Mündung in das Unterwasser liegt rechtsufrig 140 m stromab der Illerstufe 8 und wurde erneut als technischer Vertical-Slot Pass gestaltet, welcher aus zwei Becken besteht (Abb. 19). Das letzte Becken reicht 2,5 m weit in die Iller hinein. Der Mündungswinkel beträgt 85°. Von der Unterwasserstrecke der Illerstufe 8 liegen kein Lageplan und kein Längsschnitt vor.



Abbildung 19: Mündung der Fischwanderhilfe FWH8 in das Unterwasser der Illerstufe 8. Bildquelle: Olav König, 2019.

Tabelle 3: Übersicht über die Fischwanderhilfen im Untersuchungsgebiet.

	Fischwander- hilfe um Illerstufe 4	Fischwander- hilfe um Illerstufe 5	Fischwander- hilfe um Illerstufe 6	Fischwander- hilfe um Illerstufe 7	Fischwander- hilfe um Illerstufe 8
Kürzel	FWH4	FWH5	FWH6	FWH7	FWH8
Bauweise	Naturnaher Beckenpass kombiniert mit Vertical-Slot Pass	Technisch, Vertical-Slot Pass	Naturnaher Beckenpass kombiniert mit Vertical-Slot Pass und naturnahem Umgehungs- gerinne	Naturnaher Beckenpass kombiniert mit Vertical-Slot Pass	Naturnaher Beckenpass kombiniert mit Vertical-Slot Pass
Gesamtlänge	525 m	270 m	473 m	900 m	1000 m
Anzahl Becken	5 (Vertical-Slot), 76 (naturnah)	63	5 (Vertical-Slot), 74 (naturnah)	5 (Vertical-Slot), 74 (naturnah)	8 (Vertical-Slot), 35 (naturnah)
Lichte Beckenlänge	4,8 bis 15 m	3,5 m	4,0 bis 4,5 m	5,0 bis 14,5 m	9,0 bis 60,0 m
Ungefähre maximale Wassertiefe der Becken	0,7 bis 0,8 m	0,8 bis 0,9 m	0,6 bis 0,8 m	0,7 bis 0,8 m	0,7 bis 0,8 m
Durchfluss	0,8 bis 1,5 m³/s, meist 1,0 m³/s	0,5 m³/s	0,6 bis 1,2 m³/s, meist 0,9 m³/s	1,0 bis 2,0 m³/s, meist 1,0 m³/s	0,6 bis 1,2 m³/s, meist 1,0 m³/s
Gefälle	0,8 bis 2,5 %	3,7 %	0,15 bis 2,5 %	0,8 bis 2,5 %	0,8 bis 2,5 %
Planerisch maximale Strömungsgeschwindigkeit	1,53 m/s	1,4 m/s	1,53 m/s	1,53 m/s	1,5 m/s
Planerisch maximaler Höhenunterschied der Becken	0,12 m	0,13 m	0,12 m	0,12 m	0,12 m
Höhenunterschied Ober- / Unterwasser	9,0 m	7,0 m	8,2 m	8,1 m	7,9 m
Distanz des Einstiegs der FWH zum stromauf liegenden Kraftwerk	264 m	33 m	73 m	70 m	143 m
Distanz des Ausstiegs der FWH zum stromab liegenden Kraftwerk	175 m	48 m	112 m	702 m	755 m
Distanz des Einstiegs der FWH zum Ausstieg der stromab liegenden FWH	5,42 km	6,01 km	5,29 km	4,38 km	/
Distanz des Einstiegs der FWH zum Zählbecken	525 m	141 m	473 m	900 m	1000 m

3.3 Maßnahmen im Projektgebiet zur Verbesserung des fischökologischen Zustands

Tabelle 4: Übersicht über die Restaurierungsmaßnahmen in den Unterwasserstrecken der Illerstufen 4 bis 8. Stand: Dezember 2019.

Versuchsstrecke	Naturnah gestaltete Fischwanderhilfe	Schaffung kiesiger Gewässerstrukturen	Uferabflachungen	Funktion/Konzept
Illerstufe 4 (UW4 & FWH4)	Ja Naturnaher Beckenpass	Ja Traditionelle Kiesmiete; flächige Kieseinbringung ohne zusätzliche Stabilisierung	Nein	Restaurierungsmaßnahmen im Hauptfluss kombiniert mit FWH mit Habitatfunktion
Illerstufe 5 (UW5 & FWH5)	Nein Technischer Vertical-Slot Pass	Nein Aber natürliche Kieseinbringung durch Rohrach	Nein Aber natürlich flache Uferstrukturen bei Rohrachmündung	Referenzstrecke: Kiesige Lebensräume durch Geschiebefahne an der Rohrachmündung im Hauptfluss; FWH ohne Habitatfunktion
Illerstufe 6 (UW6 & FWH6)	Ja Naturnaher Beckenpass	Ja Flächige Kieseinbringung kombiniert mit Waben- und Sichelstrukturen	Ja Einseitig, links	Restaurierungsmaßnahmen im Hauptfluss kombiniert mit FWH mit Habitatfunktion
Illerstufe 7 (UW7 & FWH7)	Ja Naturnaher Beckenpass	Ja Flächige Kieseinbringung kombiniert mit Bühnen	Ja Einseitig, links	Restaurierungsmaßnahmen im Hauptfluss kombiniert mit FWH mit Habitatfunktion
Illerstufe 8 (UW8 & FWH8)	Ja Naturnaher Beckenpass	Nein	Nein	Nur FWH mit Habitatfunktion ohne Restaurierungsmaßnahmen im Hauptfluss

Aufgrund des nur mäßigen fischökologischen Zustands der Iller (MAYR, 2014; Kapitel 3.1), wurden verschiedene Restaurierungsmaßnahmen ergriffen, um diesen zu verbessern (Tab. 4). Diese Maßnahmen sind in der Illerstrategie 2020 und dem EU-Life Projekt ISOBEL gebündelt.

Illerstrategie 2020

Die wichtigste Maßnahme der Illerstrategie 2020 der LEW Wasserkraft GmbH ist die Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Iller. Dazu wurden von 2013 bis 2016 fünf FWHs gebaut (Kapitel 3.2). In jede FWH wurde ein modernes Zählbecken zu Kontrolle der aufsteigenden Fische integriert (Kapitel 4.3.1). Zudem wurden die Rechen vor den Kraftwerksturbinen durch neue Rechen mit Fischbauchprofil und einem lichten Rechenabstand von 20 mm ersetzt. Die alten Rechen hatten einen lichten Rechenabstand von 50 mm.

ISOBEL (Integrated Solutions for BEd Load management)

ISOBEL ist ein EU-gefördertes Life-Projekt. Projektpartner sind die LEW Wasserkraft GmbH, der Fischereiverband Schwaben und der Lehrstuhl für Physische Geographie mit Schwerpunkt Klimaforschung, Institut für Geographie der Universität Augsburg. Dabei wurden in den Unterwasserstrecken der Illerstufen 4, 6 und 7 jeweils unterschiedliche Methoden zur Geschiebeeinbringung und zur Schaffung kiesiger Gewässerstrukturen erprobt. Das Hauptziel ist, eine naturnahe Sohl- und Gewässerstruktur als Lebensraum für eine gewässertypische Flora und Fauna zu schaffen. Die Unterwasserstrecke der Illerstufe 5 dient dabei aufgrund der Geschiebezufuhr der Rohrach als Referenzstrecke (Kapitel 3.2). Als Vergleichsstrecke, in der keine Restaurierungsmaßnahmen im Hauptfluss umgesetzt, sondern ausschließlich eine naturnahe FWH mit Habitatfunktion konstruiert wurde, dient im Rahmen der vorliegenden Arbeit die Unterwasserstrecke der Illerstufe 8 (Tab. 4). Als Zielfischarten für das ISOBEL-Projekt wurden Äsche (*Thymallus thymallus*), Bachforelle (*Salmo trutta fario*), Huchen (*Hucho hucho*), Barbe (*Barbus barbus*), Döbel (*Squalius cephalus*) und Nase (*Chondrostoma nasus*) definiert.

Unterwasser der Illerstufe 4

Zwischen Juli und Dezember 2017 wurden 612 m³ Kies in das Unterwasser eingebracht. Dazu wurde der Kies 200 bis 330 m stromab des Kraftwerks als traditionelle Kiesmiere rechtsufrig abgelegt. Im Oktober und November 2018 wurden im Rahmen von Pflegemaßnahmen erneut 2.897 m³ Kies eingebracht. Der Kies wurde flächig auf der Gewässersohle entlang des rechten Ufers verteilt. Dabei erfolgte eine völlige Umgestaltung des rechtsseitigen Ufers. Das Ufer wurde im Zuge dessen auf einer Länge von ca. 150 m mit Flussbausteinen stabilisiert, um Seitenerosion zu verhindern. Das ehemals vorhandene flache Kiesufer wurde dabei völlig zurückgebaut. Die Uferstabilisierung beginnt rund 210 m stromab des Kraftwerks (Abb. 20). Während der Umgestaltung 2018 wurde eine kiesige Gewässerstruktur angelegt, die als flach überströmter Laichplatz immer wieder neu aufbereitet werden muss. Die abgeänderte Variante kann daher als ein aktives Geschiebemanagement mit einer immer wieder neuen Herstellung von Laichplätzen passend zur Laichsaison entsprechender Fischarten bezeichnet werden (WETZEL, 2020). Die Versuchsstrecke unterhalb der Illerstufe 4 verbindet somit Restaurierungsmaßnahmen zur Schaffung von kiesigen Lebensräumen im Hauptfluss mittels nicht weiter stabilisierten Kieseinbringungen mit einer FWH mit Habitatfunktion.

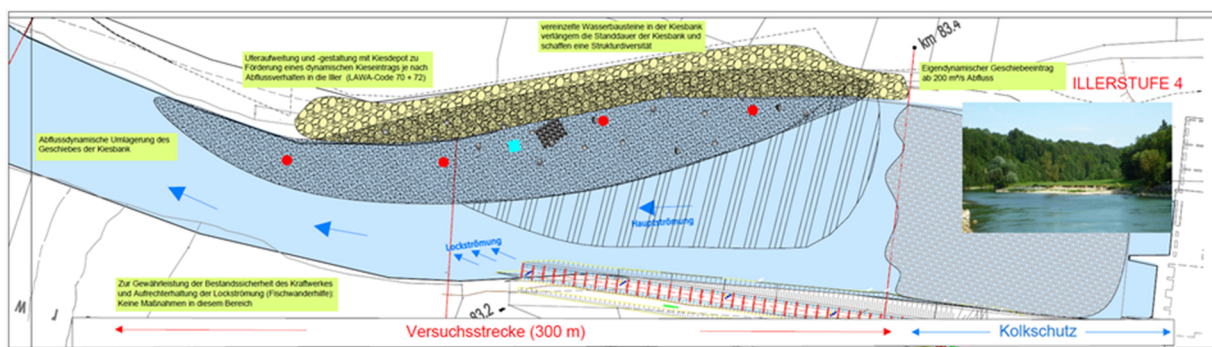


Abbildung 20: Plan der Restaurierungsmaßnahmen im Unterwasser der Illerstufe 4 nach der Umgestaltung 2018. Bildquelle: LEW Wasserkraft GmbH, 2019.

Unterwasser der Illerstufe 6

Im Unterwasser der Illerstufe 6 wurden zwischen Mai 2017 und Juni 2017 2.051 m³ Kies eingebracht. Der Kies wurde in vier Depots 120 bis 260 m stromab des Kraftwerks in der Iller abgelegt. Dabei befanden sich jeweils zwei Kiesdepots am rechten und am

linken Ufer. Anschließend wurde der Kies flächig auf der Sohle verteilt. Das linksseitige Ufer wurde 130 m unterhalb des Kraftwerks beginnend auf einer Länge von 150 m abgeflacht und als naturnahes Kiesufer gestaltet. Im Herbst 2018 wurde das Testfeld im Zuge von Pflegemaßnahmen umgestaltet. Die Versuchsstrecke wurde um rund 100 m auf ca. 300 m verlängert und dabei erneut 5.594 m³ Kies eingebracht. Im Herbst 2019 wurden auf das neu geschaffene Kiesfeld Störsteine, Waben- und Bogenstrukturen eingebracht, die die Haltbarkeit der Kieszugabe erhöhen sowie eine diverse und abwechslungsreiche Strömungssituation schaffen sollen (WETZEL, 2020; Abb. 21). Somit verbindet die Versuchsstrecke unterhalb der Illerstufe 6 Restaurierungsmaßnahmen zur Schaffung von kiesigen Lebensräumen im Hauptfluss mittels mit Wabenstrukturen und Störsteinen stabilisierten Kieseinbringungen sowie Uferabflachungen mit einer FWH mit Habitatfunktion.

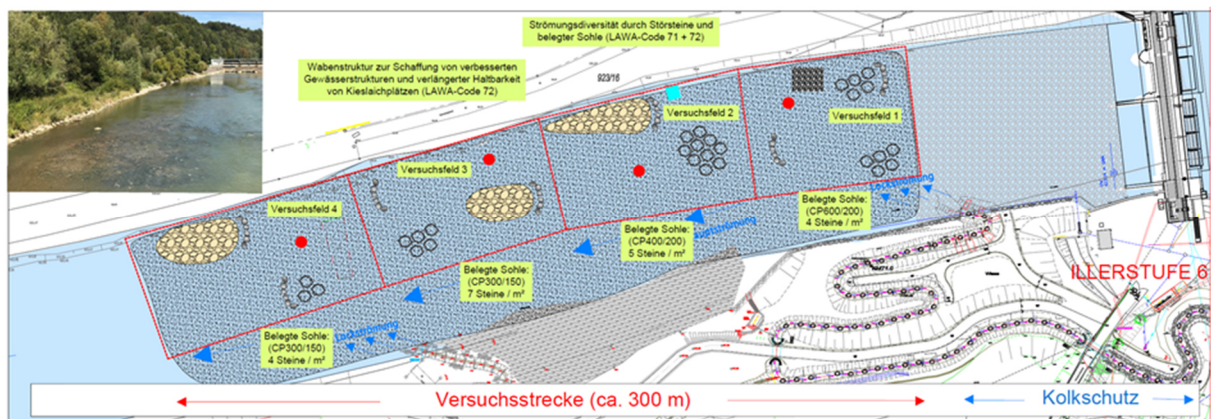


Abbildung 21: Plan der Restaurierungsmaßnahmen im Unterwasser der Illerstufe 6 nach der Umgestaltung 2018. Bildquelle: LEW Wasserkraft GmbH, 2019.

Unterwasser der Illerstufe 7

Im Unterwasser der Illerstufe 7 wurden zwischen Juli 2017 und August 2017 drei deklinante Buhnen aus Flussbausteinen konstruiert. Die Buhnen wurden rechtsufrig 95, 180 und 275 m unterhalb des Kraftwerks eingebracht und sind bei Abflussmengen um MQ nicht überströmt. Die Buhne 275 m unterhalb des Kraftwerks wurde als Knickbuhne mit einem Durchlass in der Mitte angelegt. Im September 2017 wurde das linksseitige Ufer auf einer Länge von ca. 160 m aufgeweitet, abgeflacht und als naturnahes Kiesufer gestaltet. Die Uferabflachung beginnt rund 150 m stromab des Kraftwerks. Zwischen Juni und Oktober 2017 wurden am abgeflachten Ufer und

zwischen den Buhnen 1.176 m^3 Kies eingebracht. Im Herbst 2018 wurde das Versuchsfeld im Zuge von Pflegemaßnahmen überarbeitet und auf ca. 300 m Gesamtlänge verlängert. Dazu wurden zwei neue Buhnen geschaffen und alle vorhandenen Buhnen zur Erhöhung der Strömungsdiversität innerhalb des Buhnenfelds mit 4 bis 5 m breiten Durchlässen aufgebrochen. Zudem wurden erneut rund 4.714 m^3 Kies eingebracht. Die Durchlässe wurden so platziert, dass eine pendelnde Strömung auch bei Niedrigwasser durch das Buhnenfeld läuft. Damit sollen Stagnationsprozesse vermieden werden, die während der ausgeprägten Niedrigwasserphasen während des trockenen Sommers 2018 zu beobachten waren (WETZEL, 2020; Abb. 22). Die Versuchsstrecke unterhalb der Illerstufe 7 verbindet somit Restaurierungsmaßnahmen zur Schaffung von kiesigen Lebensräumen im Hauptfluss mittels mit durchbrochenen Buhnen stabilisierten Kieseinbringungen sowie Uferabflachungen mit einer FWH mit Habitatfunktion.

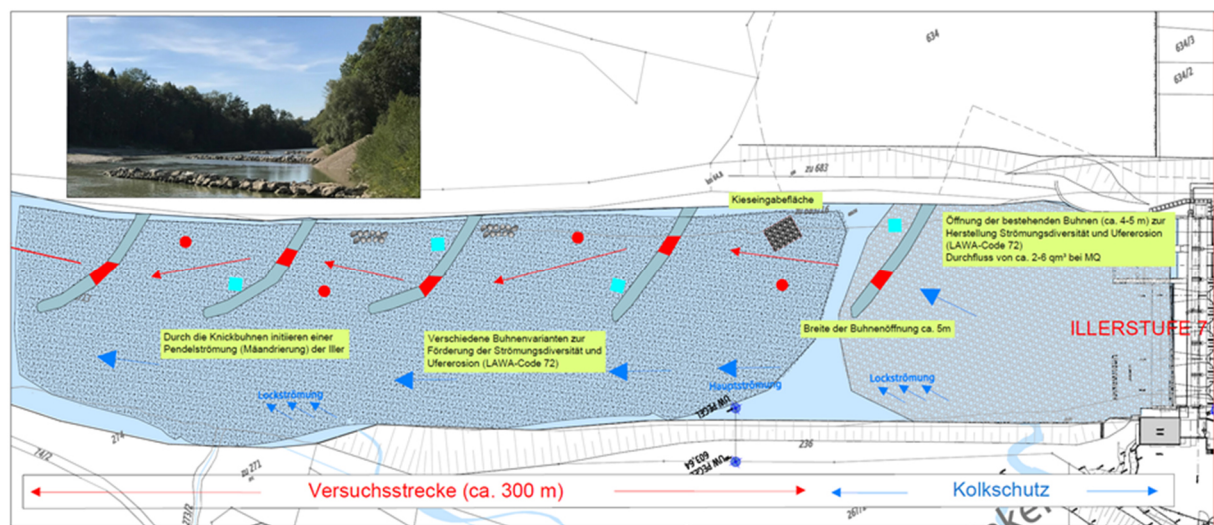


Abbildung 22: Plan der Restaurierungsmaßnahmen im Unterwasser der Illerstufe 7 nach der Umgestaltung 2018. Bildquelle: LEW Wasserkraft GmbH, 2019.

3.4 Beschreibung der Autökologie ausgesuchter Fischarten

In den Zählbecken der Fischwanderhilfen sowie bei Fischbestandsaufnahmen wurden im Untersuchungsgebiet zahlreiche Fischarten in teils hohen Individuenzahlen nachgewiesen, von denen manche weder in historischen Schriften als typisch für die Iller genannt wurden noch in der Referenzzönose erscheinen. Im Folgenden erfolgt daher eine Beschreibung der Autökologie relevanter in den Zählbecken und bei Fischbestandsaufnahmen nachgewiesener Fischarten sowie Ergebnisse von Untersuchungen zu deren Wanderverhalten durch und außerhalb von FWHs.

3.4.1 Äsche (*Thymallus thymallus*)

Als Leitfisch der Äschenregion besiedelt die Äsche (Abb. 23) schnellfließende, kühle und sauerstoffreiche Flüsse und Bäche mit kiesigem, steinigem und sandigem Substrat (LEUNER et al., 2000). In Bayern wurde sie am zahlreichsten in Gewässern mit einer mittleren Gewässerbreite von 2 bis 10 m sowie Fließgeschwindigkeiten von 11 bis 40 cm/s dokumentiert und ist häufig mit der Bachforelle (*Salmo trutta fario*) vergesellschaftet (LEUNER et al., 2000). Es werden bevorzugt Gewässerstrecken besiedelt, deren mittlere Sommertemperatur unter 17 °C Wassertemperatur liegt. Der obere kritische Bereich der Wassertemperatur liegt bei 18 bis 24 °C (DUJMIC, 1997; KÜTTEL et al., 2002). Die zu den Salmoniden gehörende Fischart erreicht eine mittlere Gesamtlänge von 30 bis 50 cm und ein Gewicht bis zu 3 kg (BAYRLE, 2007). Deutlich negative Effekte durch den Fraßdruck des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) gelten als gesichert, können aber nicht immer eindeutig belegt werden und werden in bestehender Literatur diskutiert (SUTER, 1995; UIBLEIN et al., 2000; HANFLAND, 2002; RIPPMANN et al., 2005; SCHUBERT, 2018; RECKENDORFER et al., 2019). Das tägliche Streifgebiet („home-range“) adulter Äschen außerhalb der Laichzeit beträgt unter 500 bis 5.000 m (PARKINSON et al., 1999).



Abbildung 23: Äsche (*Thymallus thymallus*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Ab dem Frühjahr wandert die Äsche stromauf zu ihren Laichplätzen. Dabei beträgt die Länge der Laichwanderung nach OVIDIO et al. (2004) zwischen 70 und knapp 5.000 m, mit einer mittleren Länge von rund 1.200 m, nach PARKINSON et al. (1999) zwischen 230 und ebenfalls knapp 5.000 m, mit einem Mittelwert von rund 2.700 m. Es wurden jedoch auch schon Wanderdistanzen bis 100 km nachgewiesen (LINLØKKEN, 1993). Die Laichwanderung beginnt bei 4 bis 6 °C Wassertemperatur und erreicht ihren Höhepunkt zwischen 7 und 10 °C Wassertemperatur (WITKOWSKI & KOWALEWSKI, 1988, zitiert nach UIBLEIN & JAGSCH, 1994). Am Laichplatz verteidigen die Milchner Reviere mit einer Größe von 4,5 bis 8 m². Der Ablaichvorgang findet bei Wassertemperaturen zwischen 6 und 10,5 °C statt und dauert mehrere Tage (UIBLEIN & JAGSCH, 1994; HÜBNER, 2003). Nach FREYHOF (2011 a) soll das Ablaichen zudem vor allem bei Vollmond stattfinden. Am Laichplatz selbst herrscht nach HÜBNER (2003) eine Strömung am Gewässergrund zwischen 25 und 56 cm/s, wobei die Wassertiefe zwischen 25 und 64 cm beträgt. Als Laichsubstrat wird kiesiges Substrat bevorzugt, die dominierende Einzelfraktion stellt Grobkies mit 20 bis 63 mm Korndurchmesser dar (HÜBNER, 2003). NYKÄNEN et al. (2004 a) beschreiben Laichplätze der Äsche mit Gewässertiefen über 60 cm, Strömungsgeschwindigkeiten von 40 bis 70 cm/s und dominierenden Substratgrößen von 0,07 bis 128 mm Korndurchmesser. Beim Ablaichen schlagen Äschen keine Laichgruben, sondern drücken den Hinterkörper unter zitternden Bewegungen in das Substrat und legen die Eier im oberflächlichen Interstitial in bis zu 7 cm Tiefe ab (HERTIG, 2006). Die Optimaltemperatur für die Embryonalentwicklung liegt bei Wassertemperaturen zwischen 6 und 13,5 °C, ab

Temperaturen von 16 °C liegt die Mortalität der Embryonen bei 100 % (JUNGWIRTH & WINKLER, 1984). Nach dem Ablaichen bleiben Äschen 1 bis 31 Tage in ihren Laichhabitaten und ziehen anschließend wieder in ihre Fresshabitate zurück (OVIDIO et al., 2004). Außer der Laichwanderung im Frühjahr wurden auch ausgedehnte Wanderungen (10 km stromaufwärts, 12 km stromabwärts) im Winter nachgewiesen (GUTHRUF, 1996). Durch den Klimawandel findet das Ablaichen der Äsche immer früher im Jahr statt, zwischen 1948 und 2009 verschob sich die Laichzeit einer Äschenpopulation in der Schweiz im Jahresverlauf um drei Wochen nach vorne (WEDEKIND & KÜNG, 2010).

Es wurden bereits Aufstiege von Äschen über FWHs aufgezeigt (LINLØKKEN, 1993; JUNGWIRTH, 1996; WIESNER, et al., 2007; BENITEZ et al., 2015). Aufsteigende Äschen hatten nach LINLØKKEN (1993) eine Gesamtlänge von 20 bis 45 cm. Die höchsten Aufstiegszahlen fanden im Mai sowie Juni und Juli statt, welche als Laich- bzw. Nahrungswanderungen interpretiert wurden. Die durchschnittliche Gesamtlänge aufsteigender Äschen war im Mai am größten (LINLØKKEN, 1993). JUNGWIRTH (1996) konnte keine klare Korrelation der Aufstiegszahlen mit der Wassertemperatur feststellen, wohingegen WIESNER et al. (2007) sowohl Zusammenhänge der Aufstiegszahlen mit der Wassertemperatur als auch dem Abfluss aufzeigten.

Auf der Roten Liste Bayerns wird die Äsche für das Einzugsgebiet der Donau in der Kategorie 2 „Stark gefährdet“ geführt (BOHL et al., 2003), auf der Roten Liste der IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) als nicht gefährdet („least concern“; FREYHOF, 2011 a).

In dieser Arbeit werden Äschen unter einer Gesamtlänge von 30 cm als juvenil angesprochen (vgl. JUNGWIRTH, 1996; GUTHRUF, 1996; EBEL et al., 2006; SCHUBERT et al., 2018).

3.4.2 Bachforelle (*Salmo trutta fario*)

Bei der Bachforelle (Abb. 24) handelt es sich um eine Lebensraumform der „Europäischen Forelle“ (*Salmo trutta*). Außer der Form Bachforelle, kommt diese noch in den Lebensraumformen Seeforelle (*Salmo trutta lacustris*) und Meerforelle (*Salmo trutta trutta*) vor (PULG, 2009). Während sich das Wanderverhalten, das Aussehen und die Habitatnutzung während der Fressphase subadulter und adulter Fische unterscheiden, zeigen alle drei Lebensraumformen das gleiche Laichverhalten und die gleiche Ontogenese. Daher drücken die auf äußerlichen Merkmalen beruhenden Bezeichnungen Bach-, Meer- und Seeforelle nur aus, wo das Fresshabitat des Fisches liegt (PULG, 2009). Im Folgenden wird die Lebensraumform Bachforelle behandelt.



Abbildung 24: Bachforelle (*Salmo trutta fario*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Ursprünglich kommt die Bachforelle in Europa, Nordafrika und Westasien vor. Durch künstliche Besatzmaßnahmen ist sie jedoch nahezu weltweit verbreitet (MACCRIMMON, 1968; SCHMIDT-LUCHS, 2003; ARISMENDI et al., 2019; HANSEN et al., 2019; BERREBI et al., 2020). Die frühesten Besatzmaßnahmen fanden 1852 im östlichen Russland und 1867 in Neuseeland statt (KLEMETSEN et al., 2003).

Die Bachforelle bevölkert sommerkühle, sauerstoffreiche Bäche und Flüsse und ist der Leitfisch der Forellenregion, kommt aber auch bis in die Äschen- und Barbenregion vor (BAYRLE, 2007). Dabei liegt der Verbreitungsschwerpunkt in Bayern in Fließgewässern bis zu einer Breite von ca. 8 m und Fließgeschwindigkeiten bis zu 1,9 m/s (LEUNER et al., 2000). Der pH-Wert des Wassers wird im leicht alkalischen Bereich bevorzugt (pH 7,0 bis 8,5; LEUNER et al., 2000). Maximal werden Wassertemperaturen von 23 bis 27 °C toleriert (ALABASTER & LLOYD, 2013). Sie ist in

Bayern am häufigsten mit Mühlkoppe (*Cottus gobio*), Bachschmerle (*Barbatula barbatula*) und Döbel (*Squalius cephalus*) vergesellschaftet (LEUNER et al., 2000).

Nach OVIDIO et al. (1998) beginnt die Bachforelle bei Wassertemperaturen von 10 bis 12 °C im Herbst ihre stromaufgerichtete Laichwanderung von 5 bis über 20 km Länge. LINLØKKEN (1993) beschreibt die Laichwanderung der Bachforelle im späten Juli und August. Dabei zeigten 90 % der untersuchten Fische eine Wanderdistanz von 27 bis 35 km. Es wurden jedoch auch schon Wanderdistanzen über 120 km aufgezeigt, wobei derartig lange Wanderbewegungen ausschließlich von Fischen mit einer Gesamtlänge über 30 cm durchgeführt wurden (LINLØKKEN, 1993). Die Wassertemperatur ist nach JONSSON & JONSSON (2002) der wichtigste die Wanderung beeinflussende Faktor. In den ersten Tagen der Wanderung können über 5 km pro Nacht zurückgelegt werden. Im weiteren Verlauf sinkt die Wandergeschwindigkeit jedoch (OVIDIO et al., 1998). Eine Fragmentation von Gewässern hat auf die Bachforelle deutlich negative Auswirkungen, da dadurch die Laichwanderung stark eingeschränkt wird (GOSSET et al., 2006).

SHIRVELL & DUNGEY (1983) geben für Laichplätze der Bachforelle eine durchschnittliche Wassertiefe von 31,7 cm, Strömungsgeschwindigkeit von 39,4 cm/s und Substratgröße von 14,0 mm Korndurchmesser an. Nach LOUHI et al. (2008) beträgt die Wassertiefe am Laichplatz 15 bis 45 cm, die Strömungsgeschwindigkeit 20 bis 55 cm/s und die Substratgröße 16 bis 64 mm. Als geeignete Wassertemperatur für das Abbläuen nennen KÜTTEL et al. (2002) in einer Literaturübersicht Werte zwischen 1 und 13 °C.

Beim Laichen schlagen die Weibchen bis zu 30 cm tiefe Laichgruben in das Sohlsubstrat. Ein Weibchen wird dabei oft von mehreren Männchen umworben, aber in der Regel wird letztendlich ein Großteil der Eier von einem großen Männchen befruchtet. Nach dem Laichvorgang rieseln die befruchteten Eier in das Kieslückensystem und werden vom Weibchen mit weiteren Schlägen mit Kies bedeckt. Anschließend werden sie nicht weiter bewacht (KLEMETSEN et al., 2003; PULG, 2009). Die höchste Schlupfrate wurde bei Wassertemperaturen von 8 bis 10 °C festgestellt (OJANGUREN & BRAÑA, 2003). Bei dieser Temperatur schlüpfen die Larven nach ca. 40 bis 55 Tagen (JUNGWIRTH & WINKLER, 1984). Anschließend halten sich die Larven im Interstitial auf, wobei sie sich von ihrem Dottersack ernähren. Nachdem der Dottersack aufgebraucht ist, verlassen die Larven das Interstitial.

Der Aufstieg von Bachforellen über FWHs konnte bereits zahlreich nachgewiesen werden (LINLØKKEN, 1993; BORN, 1995; JENSEN & AASS, 1995; ARNEKLEIV & KRAABØL, 1996; JUNGWIRTH, 1996; LAINE et al., 1998; JANSEN et al., 1999; LUCAS et al., 1999; JONSSON & JONSSON, 2002; AARESTRUP et al., 2003; CALLES & GREENBERG, 2005; LUSZCZEK-TROJNAR, 2005; SANTOS et al., 2005; WIESNER et al., 2007; PANDER et al., 2013; BENITEZ et al., 2015). Als durchschnittliche Aufstiegsgeschwindigkeit werden dabei 180 bis 190 m/h angegeben (CALLES & GREENBERG, 2005). Nach JENSEN & AASS (1995) fanden Aufstiege von Ende Juni bis Mitte Oktober statt, wobei die höchsten Aufstiegszahlen im August und der ersten Septemberhälfte registriert wurden. Die Aufstiegszahlen korrelierten zudem vor allem mit dem Abfluss des Hauptflusses, wohingegen die Wassertemperatur eine nur untergeordnete Rolle spielte. Zudem stiegen größere Individuen früher als kleinere auf und Rogner früher als Milchner. Auch JUNGWIRTH (1996) konnte keine klare Korrelation der Aufstiegszahlen mit der Wassertemperatur feststellen. LINLØKKEN (1993) wies in acht hintereinanderliegenden FWHs vom Frühjahr bis in den Herbst aufsteigende Bachforellen mit 15 bis 80 cm Gesamtlänge nach. Von nicht-geschlechtsreifen Bachforellen wurden dabei die höchsten Wanderzahlen im späten September und Oktober festgestellt. SANTOS et al. (2005) dokumentierten die höchsten Aufstiegszahlen von Bachforellen durch eine FWH im Frühjahr und gaben als den größten die Wanderung beeinflussenden Faktor die Wassertemperatur an. Nach LAINE et al. (1998) zeigen sowohl der Abfluss des Hauptflusses als auch die Wassertemperatur nur einen geringen Einfluss auf die Aufstiegsbewegungen durch eine FWH.

Die Bachforelle wird auf der Roten Liste Bayerns für das Einzugsgebiet der Donau in der Kategorie V „Arten der Vorwarnliste“ geführt (BOHL et al., 2003).

In dieser Arbeit werden Bachforellen unter einer Gesamtlänge von 25 cm als juvenil angesprochen (PULG, 2009).

3.4.3 Huchen (*Hucho hucho*)

Der Huchen (Abb. 25) kommt endemisch in Fließgewässern des Donaueinzugsgebiets vor, vor allem in der Äschen- und Barbenregion (ZITEK et al., 2004; IHUT et al., 2014). Mit einer dokumentierten Gesamtlänge von deutlich über 130 cm und Gewichten bis über 30 kg gehört der Huchen zu den größten Vertretern der Salmoniden (IHUT et al., 2014). Dabei kann der Huchen äußerst schnellwüchsig sein. Es sind Exemplare von 120 bis 133 cm Länge und 19,6 bis 29,7 kg Gewicht bekannt, welche nur 11 bis 14 Jahre alt waren (HOFINGER, 2005). Als piscivore Art nimmt der Huchen in vielen Gewässern eine Rolle als Spitzenprädator ein. Die günstigsten thermischen Rahmenbedingungen liegen bei einer mittleren Wassertemperatur des wärmsten Monats zwischen 12 und maximal 18 °C vor. Allerdings können auch kurzfristige Erwärmungen von 26 bis 27 °C überstanden werden (RATSCHAN, 2014).



Abbildung 25: Huchen (*Hucho hucho*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Während der Laichzeit von März bis April wandern Huchen flussauf, vielfach auch in Zubringer (BAYRLE, 2003; ZITEK et al., 2004; IHUT et al., 2014). Anschließend laichen sie in kiesigen Gewässerbereichen mit Strömungsgeschwindigkeiten von 0,06 bis 1,0 m/s und Gewässertiefen von 20 bis 100 cm ab (HOLZER, 2011; IHUT et al., 2014; HANFLAND et al., 2015). Das Weibchen schlägt eine Laichgrube mit 1,2 bis 3,0 m Durchmesser und 10 bis 20 cm Tiefe in das Sediment (BAYRLE, 2003; FREYHOF & KOTTELAT, 2008 a). Die Wassertemperatur während des Laichens beträgt rund 8 °C, in kalten Gewässern auch nur 6 °C (HANFLAND et al., 2015). Die Optimaltemperatur für die Embryonalentwicklung liegt bei 6 bis 12 °C (JUNGWIRTH & WINKLER, 1984). Bei ca. 10 °C beträgt die Dauer bis zum Schlupf der Larven ungefähr einen Monat. Nachdem die Larven noch ungefähr zwei Wochen im Interstitial leben, verlassen sie das

Kieslückensystem, um sich als fressfähige Brütlinge aktiv in flache, strömungsberuhigte Uferzonen zu begeben (HANFLAND et al., 2015). Pro Kilogramm Körpergewicht können Huchenroger jährlich 1.000 bis 2.000 Eier bilden (HANFLAND et al., 2015).

Der Huchen wird auf der Roten Liste der IUCN als „endangered“ eingestuft (FREYHOF & KOTTELAT, 2008 a). Auf der Roten Liste Bayerns wird der Huchen für das Einzugsgebiet der Donau in der Kategorie 3 „Gefährdet“ gelistet (BOHL et al., 2003). Der Hauptgrund für den starken Rückgang des Huchens wird übereinstimmend in der anthropogenen Veränderung seiner Heimatgewässer gesehen. Durch die Errichtung von Querbauwerken können Huchen ihre Laichhabitate nicht mehr erreichen und Populationen werden voneinander isoliert (HOLČÍK, 1990; LEUNER et al., 2000; ZITEK et al., 2004; SCHMALL, 2012; IHUT et al., 2014; RATSCHAN, 2014; HANFLAND et al., 2015).

Obwohl nach HANFLAND et al. (2015) nur wenige FWHs auch für den Aufstieg von Huchen geeignet sind, zeigen dennoch Untersuchungen die erfolgreiche Aufwärtswanderung von Huchen durch diese (ZITEK et al., 2004; ZITEK et al., 2007; RATSCHAN, 2014; KIRCHGÄßNER, 2019). Generell sind jedoch Untersuchungen zum Aufstieg von Huchen durch FWHs aufgrund der Seltenheit des Huchens und des kleinen regionalen Verbreitungsgebiets nur spärlich vorhanden (RATSCHAN, 2014).

Im Rahmen dieser Arbeit werden Huchen unter 70 cm Gesamtlänge als juvenil angesprochen (FROESE & BINOHLAN, 2003; IHUT et al., 2014; SCHUBERT et al., 2018).

3.4.4 Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*)

Die Regenbogenforelle zählt nicht zum natürlichen Arteninventar der Iller. Da sie jedoch zahlreich in der Iller besetzt wird, wird sie hier ebenfalls behandelt.

Um 1880 wurde die Regenbogenforelle (Abb. 26) von Nordamerika nach Europa eingeführt (LEUNER et al., 2000; STANKOVIĆ et al., 2015). Sie zählt zu den am häufigsten besetzten Fischen der Welt und wurde mittlerweile in mindestens 99 Ländern eingebürgert (STANKOVIĆ et al., 2015). Es werden diverse negative Auswirkungen von besetzten Regenbogenforellen auf autochthone Fischarten beschrieben (STANKOVIĆ et al., 2015). Dazu gehören Konkurrenz um Nahrung und Habitate mit anderen Salmonidenarten und das Abbläichen von Regenbogenforellen auf bereits vorhandenen

Laichplätzen salmonidenartiger Fische, wodurch deren Embryonalentwicklung gestört wird (RUHLÉ, 1996; LANDERGREN, 1999; SCOTT & IRVINE, 2000; BLANCHET et al., 2007). Ebenso können Regenbogenforellen auch Populationen von nicht-salmonidenartigen Fischen, wie zum Beispiel dem Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) oder der Elritze (*Phoxinus phoxinus*) beeinflussen, vor allem durch Prädation (SCHWEVERS & ADAM, 1991; CRAWFORD, 2001). Es werden auch mögliche Auswirkungen des Besatzes von Regenbogenforellen auf die heimische Bachforelle rege diskutiert (KOCIK & TAYLOR, 1995; RUHLÉ, 1996; PETER, 1997; LANDERGREN, 1999; REY, 2002; STEFFENS, 2005; HONSIG-ERLENBURG, 2005; BLANCHET et al., 2007). Zudem gibt es Untersuchungen, die zeigen, dass sich der Besatz von Regenbogenforellen negativ auf Äschenpopulationen auswirkt (UIBLEIN et al., 2000; WIESNER et al., 2010). VINCENZI et al. (2011) zeigten dagegen keine negativen Auswirkungen der Regenbogenforelle auf die autochthone Marmorataforelle (*Salmo trutta marmoratus*). Andere Autoren zeigen jedoch auch, dass der Besatz von Regenbogenforellen durchaus vertretbar ist, wenn die Gewässerressourcen durch eine zu geringe autochthone Fischfauna nicht ausgeschöpft werden (HANFLAND, 2020).



Abbildung 26: Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Wie auch die Europäische Forelle (*Salmo trutta*) bildet die Regenbogenforelle unterschiedliche Lebensraumformen aus. Die als Shasta-Forelle bezeichnete stationäre Süßwasserform lebt und reproduziert sich, ähnlich wie die Bachforelle, in Fließgewässern und Seen. Dagegen lebt die als Steelhead-Forelle bezeichnete anadrome Wanderform überwiegend im Meer und wandert wie die Meerforelle

lediglich zum Laichen ins Süßwasser. Die europäischen Bestände sind Mischformen aus verschiedenen Lebensraumtypen, woraus die starke Variation in Körperbau und Farbe resultiert (WIESNER et al., 2010).

Regenbogenforellen erreichen eine Gesamtlänge bis 65 cm und ernähren sich primär von wirbellosen Kleintieren und kleineren Fischen (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007; CANDIOTTO et al., 2011). Europäische Populationen laichen im Frühjahr bei einer Wassertemperatur von rund 7 °C zwischen März und April ab (CANDIOTTO et al., 2011). Ähnlich wie die Bachforelle legen sie dabei ihre Eier als Interstitiallaicher in selbst geschlagene Laichgruben (LEUNER et al., 2000). Bis zum Schlupf der Larven dauert es 300 bis 372 Tagesgrade (HOCHLEITHNER, 2001). KÜTTEL et al. (2002) beschreiben in einer Literaturübersicht Wassertemperaturen zwischen 9 und 22 °C als bevorzugte Temperatur. Die kritischen Bereiche liegen bei Wassertemperaturen von 0 bis 9 °C und 19 bis 30 °C (KÜTTEL et al., 2002).

Aufstiege von Regenbogenforellen durch FWHs wurden bereits gezeigt (JUNGWIRTH, 1996; WIESNER et al., 2007; BENITEZ et al., 2015). Eine klare Korrelation der Aufstiegszahlen mit der Wassertemperatur wurde dabei von JUNGWIRTH (1996) nicht festgestellt. Dagegen nahmen nach WIESNER et al. (2007) die Aufstiegszahlen mit steigender Wassertemperatur zu und zeigten einen Höhepunkt im April und Mai.

Ob die Regenbogenforelle in Deutschland selbsterhaltende Populationen ausbildet, ist umstritten. Es liegen zwar Berichte über selbstreproduzierende Bestände in Oberbayern (LEUNER et al., 2000), dem Bodensee (STANKOVIC et al., 2016) und anderen Gewässern vor, ob diese Populationen jedoch über mehrere Generationen ohne Besatzmaßnahmen fortbestehen können, ist zu prüfen (WIESNER et al., 2010). Dass manche Populationen selbstreproduzierende Bestände ausbilden und andere nicht, hängt nicht mit der Genetik der Populationen zusammen (STANKOVIC et al., 2016).

Ebenso wie bei der Bachforelle werden im Rahmen dieser Arbeit Regenbogenforellen unter einer Gesamtlänge von 25 cm als juvenil angesprochen.

3.4.5 Bachschmerle (*Barbatula barbatula*)

Die Bachschmerle (Abb. 27) ist ein Grundfisch, der eine mittlere Länge von 8 bis 12 cm erreicht (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Ihre höchste Aktivität zeigt die dämmerungs- und nachtaktive Fischart zwischen 21:00 und 03:00 Uhr (MACKENZIE & GREENBERG, 1998; PRENDA et al., 2000). Aufgrund ihrer hohen Anpassungsfähigkeit und geringen Ansprüche an den Lebensraum kommt sie in den verschiedensten Gewässertypen vor, zudem scheint sie relativ tolerant gegenüber organischen Belastungen zu sein (SMYLY, 1955; LEUNER et al., 2000). Jedoch bevorzugt die Bachschmerle schnellfließende, klare Bäche als Lebensraum (BAYRLE, 2007). In Versuchen präferierten Bachschmerlen steinige Substrate und wichen in Konkurrenzsituationen mit juvenilen Quappen (*Lota lota*) auf feinere, kiesige Substrate aus (FISCHER, 2000). Wenn keine Prädatoren vorhanden sind, halten sich Bachschmerlen in tieferen Gewässerregionen auf, während sie bei dem Vorhandensein von Prädatoren in flachere Gewässerbereiche ziehen (MACKENZIE & GREENBERG, 1998). Als Nahrung dienen vor allem Wirbellose und Kleintiere aller Art, wie Kleinkrebse, Insektenlarven und Würmer, aber auch pflanzliche Stoffe (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Die Nahrungsaufnahme der Bachschmerle geht im Winter zurück, sie ist im Sommer und Frühjahr am höchsten (SMYLY, 1955). Die Bachschmerle ist in der Lage, zusätzlich über die Darmschleimhaut Sauerstoff aufzunehmen (LEUNER et al., 2000).



©Matthias von Lonski/LFV Bayern

Abbildung 27: Bachschmerle (*Barbatula barbatula*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Bachschmerlen laichen zwischen April und Ende Juni ab, indem sie ihre Eier in mehreren Schüben an Pflanzen und Steinen in Bereichen mit geringer Strömung ablegen (LEUNER et al., 2000; VINOLES et al., 2010). Das Laichen kann über mehrere

Monate hinweg andauern (MILLS et al., 1983). Die Größe der Eier und Larven schwankt zwischen verschiedenen Populationen (MILLS & ELORANTA, 1985). Bachschmerlen können bereits als einjährige Fische ablaichen (SMYLY, 1955).

Da Bachschmerlen als Fress-, Laich- und Rückzugshabitat die gleichen Gewässerbereiche nutzen, zeigen sie kein ausgeprägtes Wanderverhalten und werden als ortstreue Fischart beschrieben (LUCAS & BARAS, 2001; POLLUX et al., 2006). Andere Untersuchungen beschreiben dagegen ein stromaufwärts gerichtetes Laichwanderverhalten (LUMESBERGER-LOISL et al., 2014). Es wurden bereits Bachschmerlen in FWHs nachgewiesen (MAERTEN et al., 2007; SLAVÍK et al., 2009; PANDER et al., 2013). Dagegen konnten WIESNER et al. (2007) trotz des Nachweises von Bachschmerlen im Unterwasser einer FWH keine Aufstiege durch diese aufzeigen. Bachschmerlen sind nicht in der Lage Hindernisse, die höher als 18 bis 20 cm sind, zu überqueren (LUCAS & BARAS, 2001). Dies muss beispielsweise beim Bau von FWHs berücksichtigt werden, damit diese auch für Bachschmerlen passierbar sind.

Auf der Roten Liste der IUCN wird die Bachschmerle als nicht gefährdet („least concern“) eingestuft, auf der Roten Liste Bayerns für Gewässer des Einzugsgebiets der Donau in der Kategorie V „Arten der Vorwarnstufe“ (BOHL et al., 2003; FREYHOF, 2011 b).

3.4.6 Barbe (*Barbus barbus*)

Die zu den *Cypriniformes* gehörende Barbe (Abb. 28) ist der Leitfisch der Barbenregion. Der gesellige Fisch hält sich häufig an schnellfließenden Flussstellen mit Sand- oder Kiesgrund auf. Ihre mittlere Gesamtlänge beträgt 30 bis 50 cm, maximal werden rund 80 cm erreicht, bei Gewichten bis ca. 6 kg. Barben ernähren sich vorwiegend von wirbellosen Kleintieren wie Insektenlarven, Würmern und Schnecken, gelegentlich auch von Fischlaich sowie Jungfischen und nur selten von pflanzlichem Material (BAYRLE, 2007). Das alltägliche Streifgebiet („home-range“) von Barben kann mit Längen von 200 bis 1.600 m äußerst groß sein (BARAS & CHERRY, 1990; BARAS, 1997). Im Sommer zeigen Barben ihre höchste Aktivität am frühen Morgen und späten Abend (LUCAS & BATLEY, 1996). Im Winter hält die Barbe eine Ruhepause und verhält sich inaktiv (LUCAS & BATLEY, 1996; LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Barben zeigen

ihre größte Aktivität bei Wassertemperaturen zwischen 10 und 22 °C, die obere maximale Wassertemperatur beträgt 30 °C (BARAS & CHERRY, 1990; KÜTTEL et al., 2002).



Abbildung 28: Barbe (*Barbus barbus*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

In Bayern wurde die Barbe am zahlreichsten in Gewässern mit einer mittleren Breite von 5 bis 10 m und einer mittleren Fließgeschwindigkeit von 11 bis 30 cm/s dokumentiert, dabei wurde häufig eine Vergesellschaftung mit Döbeln (*Squalius cephalus*) und Rotaugen (*Rutilus rutilus*) aufgezeigt (LEUNER et al., 2000).

Im Frühjahr findet eine stromaufwärts gerichtete Laichwanderung statt, welche über 20 km lang sein kann (BARAS & CHERRY, 1990; LUCAS & BATLEY, 1996; MELCHER & SCHMUTZ, 2010; BRITTON & PEGG, 2011). STEINMANN et al. (1937) geben sogar Wanderdistanzen bis über 300 km Länge an. Die Laichwanderung wird nach MELCHER & SCHMUTZ (2010) durch steigende Wassertemperaturen zwischen 10 und 14 °C und fallende Wasserabflüsse ausgelöst. Bei Temperaturen zwischen 16 und 19 °C laichen Barben Ende Mai bis Ende Juni ab, indem sie ihre Eier als Haftlaicher auf flachüberströmten Kiesbänken ablegen (BARAS & CHERRY, 1990; LUCAS & BATLEY, 1996; BAYRLE, 2007; MELCHER & SCHMUTZ, 2010). Laichplätze der Barbe haben eine Größe zwischen 80 und 750 m² und sind durchgehend beschattet (MELCHER & SCHMUTZ, 2010). Die Gewässertiefe am Laichplatz beträgt 12 bis 88 cm, die durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeit 0,2 bis 1,07 m/s (MELCHER & SCHMUTZ, 2010). Dabei zeigen Barben eine starke Prägung an den Laichplatz („Homing“-Verhalten; ZITEK et al., 2004; WIESNER et al., 2005). Die Larven bevorzugen flache und strömungsberuhigte ufernahe Buchten (BARAS & NINDABA, 1999). CHOPP et al. (2002)

vermuten, dass sich die Larven bei Nacht in Bereichen mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten abdriften lassen. Adulte Weibchen wandern nach dem Laichen früher als die Männchen in den Sommermonaten stromab, im Herbst und Winter wandern schließlich beide Geschlechter stromab (LUCAS & BATLEY, 1996).

Die Wanderung von Barben in FWHs konnte bereits zahlreich gezeigt werden (BORN, 1995; PRIGNON et al., 1998; JANSEN et al., 1999; LUSZCZEK-TROJNAR, 2005; KOTUSZ et al., 2006; SLAVÍK et al., 2009; PANDER et al., 2013; BENITEZ et al., 2015). SLAVÍK et al. (2009) dokumentierte eine zunehmende Anzahl von in einer FWH nachgewiesenen Barben mit höherem Abfluss. Eine Korrelation zwischen den Individuenzahlen in der FWH und der Wassertemperatur wurde dagegen nicht dokumentiert (SLAVÍK et al., 2009).

Auf der Roten Liste Bayerns wird die Barbe in die Kategorie 3 „Gefährdet“ eingestuft, auf der Roten Liste der IUCN als nicht gefährdet („least concern“; Bohl et al., 2003; FREYHOF, 2011 c).

Im Rahmen dieser Arbeit werden Barben unter einer Gesamtlänge von 35 cm als juvenil angesprochen (EBEL et al., 2006; PRCHALOVÁ et al., 2006 a).

3.4.7 Bitterling (*Rhodeus amarus*)

Der Bitterling (Abb. 29) ist einer der kleinsten heimischen *Cypriniformes*, er erreicht eine Gesamtlänge von 5 bis 9 cm. Seine Körperform ist hochrückig und seitlich abgeflacht. Die Seitenlinie ist kurz und erstreckt sich nur über 5 bis 6 Schuppen. Auf der Schwanzwurzel hat der Bitterling beidseitig einen blaugrün schillernden Längsstreifen, während der Laichzeit haben die Männchen eine besonders intensive Färbung (BAYRLE, 2007).

Die Nahrung des Bitterlings besteht vor allem aus Algen, pflanzlichem Material, Insektenlarven, Zooplankton und Kleintieren (LEUNER et al., 2000; KOUTRAKIS et al., 2003; BAYRLE, 2007).

Er lebt gesellig in pflanzenreichen und weichgründigen Uferzonen von stehenden und langsam fließenden Gewässern. In Bayern kommt der Bitterling sowohl in den Einzugsgebieten von Donau, Elbe und Main vor. Dort werden Altgewässer, Kanäle und strömungsarme Bereiche von Fließgewässern bewohnt. Dabei toleriert er

Strömungsgeschwindigkeiten bis zu 0,4 m/s, jedoch können Bitterlinge in seltenen Fällen auch in strömungsberuhigten Bereichen rasch fließender Gewässer mit einer Fließgeschwindigkeit bis zu 1 m/s angetroffen werden. Es wurde häufig eine Vergesellschaftung mit Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Gründlingen (*Gobio gobio*) und Döbeln (*Squalius cephalus*) aufgezeigt (LEUNER et al., 2000).



Abbildung 29: Bitterling (*Rhodeus amarus*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Von 1960 bis 1980 ging der Bestand des Bitterlings in Europa stark zurück. Als Grund hierfür werden Gewässerverschmutzungen und viele Jahre mit kühlen Frühjahrs Temperaturen angesehen. Seit den 1980er Jahren hat der Bestand in Europa jedoch wieder zugenommen (VAN DAMME et al., 2007).

Im Frühjahr zwischen Mai und Juni laicht der Bitterling bei Wassertemperaturen von 10 bis 15 °C ab, indem das Weibchen die Eier mit Hilfe einer langen Legeröhre in die Atemhöhle von Teichmuscheln (Gattung *Anodonta*) oder Flussmuscheln (Gattung *Unio*) legt (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007; KONEČNÁ & REICHARD, 2011). Dabei wird die Malermuschel (*Unio pictorum*) zur Eiablage bevorzugt (MILLS & REYNOLDS, 2002). Nachdem das Weibchen die Eier abgelegt hat, befruchtet das Männchen diese, indem es seinen Samen über der Atemöffnung der Muschel abgibt. Die Embryos entwickeln sich ungefähr einen Monat lang innerhalb der Muschel, anschließend verlassen die bereits schwimmfähigen Larven des Bitterlings diese (SMITH et al., 2004). Der Bruterfolg eines Jahres hängt in Fließgewässern vor allem von den

Abflussverhältnissen ab und korreliert negativ mit hohen Abflüssen (KONEČNÁ et al., 2009). Zudem wird der Bitterling als Fischart beschrieben, die keine Laichwanderung durchführt (KONEČNÁ & REICHARD, 2011).

SLAVÍK et al. (2009) konnten keine Bitterlinge in einer FWH nachweisen, obwohl Bitterlinge im Hauptstrom dokumentiert wurden.

Auf der Roten Liste der IUCN wird der Bitterling als nicht gefährdet („least concern“) eingestuft (FREYHOF & KOTTELAT, 2008 b), auf der Roten Liste Bayerns für das Einzugsgebiet der Donau in die Kategorie 2 „Stark gefährdet“ (BOHL et al., 2003).

3.4.8 Döbel (*Squalius cephalus*)

Döbel (Abb. 30) erreichen eine mittlere Gesamtlänge von 30 bis 50 cm und eine Maximallänge von 70 cm. Das Maximalgewicht beträgt bis zu 5 kg (BAYRLE, 2007). Dabei werden Rogner größer und älter als Milchner (KOÇ et al., 2007). Während Jungfische sich überwiegend von Kleintieren, wie zum Beispiel Insekten und Kleinkrebsen ernähren, sind Alttiere deutlich räuberischer und ernähren sich primär von Fischen, Fischlaich, Amphibien und Krebsen. Der Döbel hat ein äußerst großes Verbreitungsgebiet, er kommt von der Forellen- bis hin zur Brachsenregion vor (COWX & WELCOMME, 1998). Der obere kritische Bereich der Wassertemperatur beginnt ab 27 °C, Wassertemperaturen ab 38 bis 39 °C werden als letal eingestuft (KÜTTEL et al., 2002).



Abbildung 30: Döbel (*Squalius cephalus*). Bildquelle: Matthias von Lonski/ Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Mitte Mai beginnen Döbel mit einer stromaufwärts gerichteten Laichwanderung von 1 bis 13 km Länge (FREDRICH et al., 2003). Das Ablaichen erfolgt anschließend zwischen Mai und Juni bei Wassertemperaturen zwischen 14 und 20 °C (COWX & WELCOMME, 1998; BAYRLE, 2007). Die Eier werden auf kiesiges Substrat mit einem durchschnittlichen Korndurchmesser über 5 mm geklebt (COWX & WELCOMME, 1998). Zum Laichen werden Wassertiefen von 10 bis 80 cm und Strömungsgeschwindigkeiten von 0,2 bis 0,5 m/s bevorzugt (COWX & WELCOMME, 1998; FREDRICH et al., 2003). Nach ein bis sechs Tagen am Laichhabitat wandern Döbel wieder stromab zu ihren ursprünglichen Standorten zurück (LUCAS & BARAS, 2001; FREDRICH et al., 2003). Der Döbel ist sehr anpassungsfähig in der Wahl seines Lebensraums und Laichgebiets. So zeigten ARLINGHAUS & WOLTER (2003) eine erfolgreiche Fortpflanzung auch in größeren Wassertiefen (< 1,28 m) bei Abwesenheit von Wasserströmung. Bei einer Wassertemperatur von 18 °C schlüpfen die Larven bereits nach 75 bis 108 Stunden aus den Eiern (COWX & WELCOMME, 1998). Döbel können auch mehrmals pro Jahr ablaichen, auf die erste Laichwanderung kann noch eine zweite Mitte Juni folgen (FREDRICH et al., 2003; FREYHOF, 2014).

Es wurden bereits zahlreiche Wanderbewegungen von Döbeln in FWHs nachgewiesen (BORN, 1995; PRIGNON et al., 1998; JANSEN et al., 1999; LUCAS et al., 1999; LUCAS, 2000; KOTUSZ et al., 2006; CALLES & GREENBERG, 2007; WIESNER et al., 2007; SLAVÍK et al., 2009; PRCHALOVÁ et al., 2011; PANDER et al., 2013; BENITEZ et al., 2015). KOTUSZ et al. (2006) dokumentierten die höchste Anzahl von Döbeln in einer FWH im Frühjahr ab der zweiten Aprilhälfte bei Wassertemperaturen zwischen 10 und 12 °C. PRCHALOVÁ et al. (2011) zeigten eine zunehmende Anzahl von Döbeln in einer FWH mit höherer Wassertemperatur auf. Die Abundanz geschlechtsreifer Döbel in der FWH nahm mit höherem Wasserabfluss zu. Dagegen nahm die Anzahl nicht geschlechtsreifer Döbel mit höherem Wasserabfluss ab. LUCAS (2000) beschreibt einen signifikanten Zusammenhang der Aufstiegsbewegungen von Döbeln durch eine FWH mit der Tageslänge und stellte keinen signifikanten Zusammenhang mit der Wassertemperatur und dem Wasserabfluss fest.

Auf der Roten Liste der IUCN wird der Döbel als nicht gefährdet („least concern“) bewertet (FREYHOF, 2014). Ebenso wird der Döbel nicht auf der Roten Liste Bayerns geführt (BOHL et al., 2003).

Im Rahmen dieser Arbeit werden Döbel unter einer Gesamtlänge von 20 cm als juvenil angesprochen (ÜNVER, 1998; EBEL et al., 2006).

3.4.9 Laube (*Alburnus alburnus*)

Die Laube (Abb. 32) ist ein Schwarmfisch, der 10 bis 15 cm Gesamtlänge erreicht und sich bevorzugt dicht unter der Wasseroberfläche aufhält. Sie hat ein stark oberständiges Maul und eine lange Afterflosse. Die Schuppen fallen bei Berührung leicht aus (BAYRLE, 2007). Die Nahrung der Laube besteht vor allem aus Zooplankton, wobei die intensivste Nahrungsaufnahme in der ersten Tageshälfte erfolgt. Die Nahrungsaufnahme der Laube ist zudem temperaturabhängig, sie ist in den Sommermonaten am höchsten und geht in den Wintermonaten zurück (POLITOU et al., 1993). Lauben besiedeln bevorzugt sommerwarme Seen und Fließgewässer der Barben- und Brachsenregion. Zum Laichen werden flache, rasch fließende Habitate mit festem Untergrund genutzt (LEUNER et al., 2000). Das Ablaichen erfolgt im Frühjahr zwischen März und Juni (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Die Larven der Laube bevorzugen lenitische Gewässerbereiche mit 20 bis 50 cm Wassertiefe (COWX & WELCOMME, 1998). In Seen vorkommende Lauben ziehen zum Laichen in deren Zuflüsse (HLADÍK & KUBEČKA, 2003). Es sind Wanderungen der Laube über mindestens 14 km Länge bekannt (ZITEK et al., 2004).

Die Wanderung von Lauben durch FWHs wurde bereits zahlreich dokumentiert (BORN, 1995; PRIGNON et al., 1998; LUCAS et al., 1999; ZITEK et al., 2004; LUSZCZEK-TROJNAR, 2005; KOTUSZ et al., 2006; PRCHALOVÁ et al., 2006 a; SLAVÍK et al., 2009). Die meisten Individuen in einer FWH wurden zwischen Mitte Mai und Ende Juni bei Wassertemperaturen von 12 bis 20 °C nachgewiesen. Eine weitere Spitze wurde im Sommer dokumentiert (KOTUSZ et al., 2006). Die durchschnittliche Gesamtlänge von Lauben in der FWH nahm stetig von Mai bis September signifikant ab (KOTUSZ et al., 2006). SLAVÍK et al. (2009) dokumentierten die höchsten Individuenzahlen in FWHs im April bei niedrigen Abflüssen, im Mai dagegen bei hohen Abflüssen. Im April wurde zusätzlich eine positive Korrelation zwischen der Wassertemperatur und der Anzahl von Lauben in einer FWH aufgezeigt. Auch PRCHALOVÁ et al. (2011) zeigten einen positiven Zusammenhang zwischen der Wassertemperatur und der Anzahl von Lauben in einer Fischwanderhilfe, die höchste Individuenzahl wurde bei einer

Wassertemperatur zwischen 15 und 20 °C dokumentiert. Mit steigendem Abfluss nahm die Anzahl an nicht geschlechtsreifen Lauben in der FWH ab.



Abbildung 31: Laube (*Alburnus alburnus*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

In Bayern kommt die Laube vor allem in Bächen, kleinen und großen Fließgewässern, Kanälen sowie Altgewässern der Einzugsgebiete von Donau, Main und Elbe vor. Dabei werden hartgründige Gewässerböden bevorzugt, die meistens ohne Pflanzenbewuchs sind. In Gewässern mit schlammigem Grund wurden Lauben nur selten dokumentiert. Es wurde häufig eine Vergesellschaftung mit Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Döbeln und Gründlingen aufgezeigt (LEUNER et al., 2000).

Auf der Roten Liste Bayerns wird die Laube für das Einzugsgebiet der Donau in die Kategorie V „Arten der Vorwarnliste“ eingestuft (BOHL et al., 2003), auf der Roten Liste der IUCN als nicht gefährdet („least concern“; FREYHOF & KOTTELAT, 2008 c).

3.4.10 Gründling (*Gobio gobio*)

Der Gründling (Abb. 31) ist ein kleinwüchsiger Schwarmfisch, der eine Gesamtlänge von maximal 20 cm erreicht. Seine mittlere Gesamtlänge beträgt 8 bis 15 cm. Das Maul ist mit zwei Barteln besetzt. Da Gründlinge sehr anpassungsfähig sind, besiedeln sie verschiedenste Gewässertypen in vielen Fließgewässerregionen. Jedoch hat er einen hohen Sauerstoffbedarf und bevorzugt klare, schnellfließende Gewässer. Gründlinge leben in lockeren Schwärmen und ernähren sich vor allem von Kleintieren wie Kleinkrebsen, Insektenlarven und Weichtieren.

Im Frühjahr zwischen Mai und Juli laichen Gründlinge ab, indem sie ihre Eier portionsweise in flachen Gewässerbereichen an Steinen oder Pflanzen ablegen (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). COWX & WELCOMME (1998) geben am Laichhabitat eine Fließgeschwindigkeit von 0,1 bis 0,8 m/s und durchschnittliche Substratgröße von 3 bis 30 mm Korndurchmesser an, die zum Laichen optimale Wassertemperatur liegt unter 17 °C. Frisch nach dem Schlupf sind die Larven durchschnittlich 5,45 mm lang, nach drei Tagen beginnen sie zu fressen (KENNEDY & FITZMAURICE, 1972).



Abbildung 32: Gründling (*Gobio gobio*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Bei einer Gesamtlänge von 2,8 bis 5 cm können Gründlinge maximal eine Strömungsgeschwindigkeit der 8,85-fachen Gesamtlänge/Sekunde tolerieren (COWX & WELCOMME, 1998).

Da Gründlinge die gleichen Habitate als Laich-, Fress- und Rückzugsgebiet nutzen, führen sie keine weiten Wanderungen durch und werden als ortstreu beschrieben (LUCAS & BARAS, 2001; POLLUX et al., 2006). Andere Autoren nennen dagegen starke individuelle Unterschiede im Wanderverhalten. Während einige Individuen eine deutliche „home-range“ besitzen, ist diese bei anderen Individuen weniger deutlich ausgeprägt, wodurch längere Strecken zurückgelegt werden (STOTT et al., 1963; STOTT, 1967). Es sind dabei auch Wanderungen des Gründlings von mindestens 7 km Länge bekannt (ZITEK et al., 2004). Im Tagesverlauf zeigen Gründlinge ein vertikales Wanderverhalten. Während sie sich tagsüber in Grundnähe aufhalten, sind sie nachts in Oberflächennähe abundanter (LUCAS & BARAS, 2001).

Der Aufstieg von Gründlingen in FWHs wurde bereits gezeigt (BORN, 1995; JANSEN et al., 1999; ZITEK et al., 2004; KOTUSZ et al., 2006; MAERTEN et al., 2007; SLAVÍK et al., 2009; PRCHALOVÁ et al., 2011; PANDER et al., 2013; BENITEZ et al., 2015). Die höchsten Individuenzahlen in einer FWH wurden zwischen Mitte Mai und Ende Juni bei Wassertemperaturen von 12 bis 20 °C festgestellt (KOTUSZ et al., 2006). PRCHALOVÁ et al. (2011) dokumentierten eine zunehmende Individuenzahl in FWHs mit steigender Wassertemperatur und steigendem Wasserabfluss.

Auf der Roten Liste der IUCN wird der Gründling als nicht gefährdet („least concern“) eingestuft (FREYHOF, 2011 d), in der Roten Liste Bayerns für das Einzugsgebiet der Donau in die Kategorie V „Arten der Vorwarnliste“ (BOHL et al., 2003).

3.4.11 Nase (*Chondrostoma nasus*)

Die zu den *Cypriniformes* gehörende Nase (Abb. 33) ist ein Schwarmfisch der Äschen- und Barbenregion. Sie erreicht eine maximale Gesamtlänge von über 60 cm, bei Gewichten bis ca. 2,5 kg. Die mittlere Gesamtlänge liegt bei 30 bis 35 cm. Die Oberlippe besitzt eine wulstige, polsterartige „Nase“. Mit Hilfe der scharfkantigen, hornig überzogenen Lippen schabt die Nase Aufwuchs von Steinen ab (BAYRLE, 2007). Die größte Aktivität zeigen Nasen in der Dämmerung (HUBER & KIRCHHOFER, 1998).



Abbildung 33: Nase (*Chondrostoma nasus*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

In Bayern wurden Nasen am zahlreichsten in Gewässern mit 5 bis 10 m Breite und Strömungsgeschwindigkeiten von 11 bis 30 cm/s dokumentiert. Dabei wurde häufig eine Vergesellschaftung mit Döbeln, Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Gründlingen aufgezeigt (LEUNER et al., 2000). Nach HUBER & KIRCHHOFFER (1998) bevorzugen adulte Nasen Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0,5 und 1 m/s, Gewässertiefen von 1 bis 2 m und grobes Sediment als Bodengrund.

Durch einen Anstieg der Wassertemperatur von 5 auf 10 °C und sinkendem Wasserstand im Frühjahr wird die Laichwanderung der Nase ausgelöst (OVIDIO & PHILIPPART, 2008; RAKOWITZ et al., 2008; MELCHER & SCHMUTZ, 2010). Nach der bis über 100 km langen Laichwanderung laichen Nasen zwischen Mitte März und Anfang Mai ab (AHNELT & KECKEIS, 1994; PEÑÁZ, 1996; HUBER & KIRCHHOFFER, 1998; MELCHER & SCHMUTZ, 2010). AHNELT & KECKEIS (1994) berichten, dass die Milchner häufig vor den Rognern die Laichgebiete erreichen und dort Laichreviere besetzen. Als Wassertemperatur beim Laichen werden Werte von 7 von 12 °C angegeben (AHNELT & KECKEIS, 1994; HERZIG & WINKLER, 1985; KECKEIS, 2001; MELCHER & SCHMUTZ, 2010). Am Laichplatz bevorzugen Nasen nach KECKEIS (2001) eine Gewässertiefe von 0,2 bis 0,3 m und eine mittlere Strömungsgeschwindigkeit von 0,4 bis 0,6 m/s. MELCHER & SCHMUTZ (2010) geben für Laichplätze von Nasen eine durchschnittliche Gewässertiefe von 34 cm und Strömungsgeschwindigkeit von 0,96 m/s bei einer Größe des Laichplatzes von 42 bis 210 m² an. Das Substrat besteht aus grobem Kies und Schotter (KECKEIS, 2001; MELCHER & SCHMUTZ, 2010). ZITEK et al. (2004) und WIESNER et al. (2005) beschreiben zudem eine starke Prägung an den Laichplatz („Homing“-Verhalten). Nach dem Laichen wandern adulte Nasen wieder stromab (OVIDIO & PHILIPPART, 2008). Es wurde lange Zeit davon ausgegangen, dass die Eier an der Oberfläche des Sediments abgelegt werden und dort kleben bleiben (PATZNER et al., 2006). Jedoch zeigen neuere Untersuchungen, dass 95,5 % der Eier innerhalb des Interstitials abgelegt werden (DUERREGGER et al., 2018). Die höchste Überlebensrate der Eier wurde bei Wassertemperaturen zwischen 10 und 16 °C festgestellt (KAMLER et al., 1998). KÜTTEL et al. (2002) nennen Wassertemperaturen über 12 °C als Optimaltemperatur für die Embryonalentwicklung. Nach dem Schlupf der Larven dauert es bis zu 156 Tagesgrade bis die Larven das Interstitial verlassen (NAGEL et al., 2019). Die frisch geschlüpften Jungfische sind auf flache und strömungsberuhigte Gewässerrandbereiche angewiesen (HOFER & KIRCHHOFFER, 1996; KECKEIS et al., 1997; BARAS & NINDABA, 1999).

Die erfolgreiche Wanderung von Nasen in FWHs wurde bereits nachgewiesen (PRIGNON et al., 1998; KOTUSZ et al., 2006; SLAVÍK et al., 2009; BENITEZ et al., 2015).

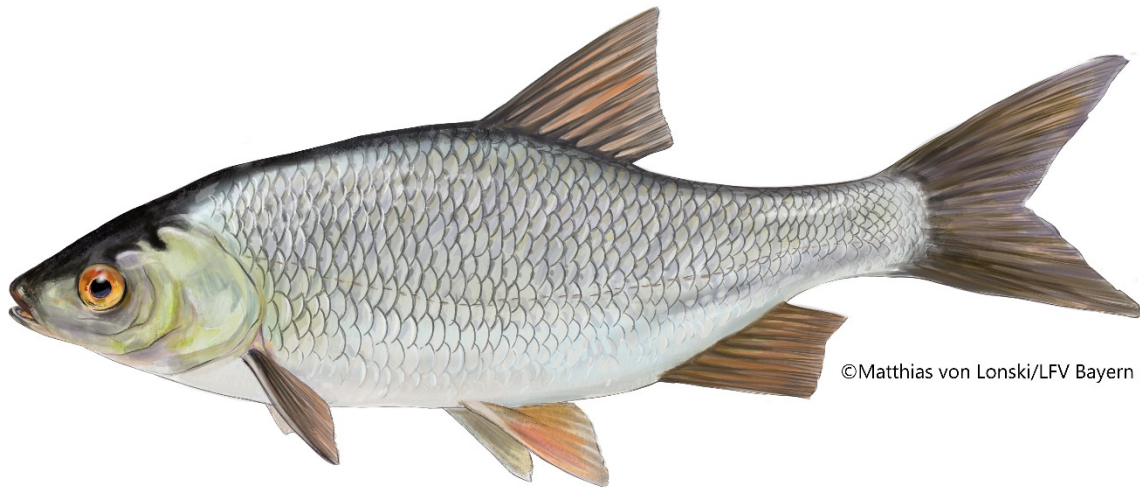
Die Nase war früher zahlreich verbreitet, mittlerweile haben ihre Bestände über das gesamte Verbreitungsgebiet hinweg drastisch abgenommen (PEÑÁZ, 1996). Als Rückgangsursache wird die starke Verbauung von Gewässern angesehen. Durch Querbauwerke werden Laichwanderzüge verhindert und Laich-, Larval- und Jungfischhabitate sind vielfach nicht mehr in ausreichender Habitatqualität vorhanden (PEÑÁZ, 1996; LEUNER et al., 2000). Dennoch wird die Nase auf der Roten Liste der IUCN als nicht gefährdet („least concern“) eingestuft (FREYHOF, 2013), jedoch auf der Roten Liste Bayerns für das Einzugsgebiet der Donau in die Kategorie 2 „Stark gefährdet“ (BOHL et al., 2003).

Nach VATER (1997) werden Nasen in der Donau mit einem durchschnittlichen Alter von sieben Jahren geschlechtsreif und haben dabei eine mittlere Standardlänge von 29,8 cm. Im Rahmen dieser Arbeit werden daher Nasen unter einer Gesamtlänge von 30 cm als juvenil angesprochen (vgl. SCHUBERT et al., 2018).

3.4.12 Rotaugen (*Rutilus rutilus*)

Das Rotaugen (Abb. 34) ist ein Schwarmfisch, der eine mittlere Gesamtlänge von 15 bis 30 cm erreicht. Die maximale Gesamtlänge liegt bei ca. 40 cm, wobei Rogner größer als Milchner werden (MANN, 1973; BAYRLE, 2007). Als Nahrung dient im juvenilen Alter vorwiegend Zooplankton, im Erwachsenenalter auch Würmer, Kleinmuscheln, Insekten und Insektenlarven (BAYRLE, 2007). Die höchste Nahrungsaufnahme zeigen Rotaugen im Sommer, hin zum Winter geht diese zurück (HELLAWELL, 1972; MANN, 1973).

Das Rotaugen ist in Bayern weit in den unterschiedlichsten Gewässern verbreitet. Jedoch wurden in seinen Lebensräumen vorwiegend Strömungsgeschwindigkeiten unter 0,3 m/s gemessen. In Gewässern mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten bis zu 1,9 m/s wurden Rotaugen nur in strömungsarmen Uferbereichen dokumentiert. Häufig ist das Rotaugen in neu geschaffenen Gewässern eine Pionierfischart (LEUNER et al., 2000).



©Matthias von Lonski/LFV Bayern

Abbildung 34: Rotaugen (*Rutilus rutilus*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Auch wenn LEUNER et al. (2000) und BAYRLE (2007) angeben, dass das Rotaugen tolerant gegenüber schlechter Wasserqualität und Wasserverschmutzungen ist, kann es bei Rotaugen zu sexuellen Entwicklungsstörungen wie Intersexualität kommen, wenn sie mit Hormonen belasteten Abwässern ausgesetzt sind (RODGERS-GRAY et al., 2001; JOBLING et al., 2002).

Das Rotaugen laicht im Frühjahr (April bis Mai) an Pflanzen und Wurzeln ab (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Am Laichplatz bevorzugen Rotaugen eine Gewassertiefe von 15 bis 45 cm und Strömungsgeschwindigkeiten von 0,35 bis 0,6 m/s (COWX & WELCOMME, 1998). In der Wahl des Laichplatzes zeigen Rotaugen ein ausgeprägtes „Homing“-Verhalten (LUCAS & BARAS, 2001).

Ab Wassertemperaturen von 10 bis 15 °C fangen Rotaugen zur Laichzeit an, stromauf zu wandern. Stromaufwärts gerichtete Wanderbewegungen können jedoch auch unabhängig vom Laichgeschäft stattfinden. Es wurden deutliche individuelle Unterschiede im Wanderverhalten aufgezeigt. Während manche Individuen kaum ein Migrationsverhalten zeigen, zeigen dies andere Individuen deutlich. Rund 61 bis 70 % einer Population stellt die statische Komponente dar, der restliche Teil die mobile (STOTT, 1967; PRIGNON et al., 1998; LUCAS & BARAS, 2001). Bei Nacht lassen sich Rotaugen mit der Strömung stromab driften. Zum Überwintern werden Wanderungen in tiefe, langsam fließende Gewässerbereiche durchgeführt (PRIGNON et al., 1998; LUCAS & BARAS, 2001).

Es wurden bereits Wanderungen in FWHs aufgezeigt (BORN, 1995; PRIGNON et al., 1998; JANSEN et al., 1999; LUCAS et al., 1999; KNAEPKENS et al., 2005; LUSZCZEK-TROJNAR, 2005; KOTUSZ et al., 2006; CALLES & GREENBERG, 2007; SLAVÍK et al., 2009; PRCHALOVÁ et al., 2011; PANDER et al., 2013; BENITEZ et al., 2015). In einer FWH wurden Rotaugen im Frühjahr ab einer Wassertemperatur von 8 °C nachgewiesen. Im Herbst wurden Individuen noch bei einer Wassertemperatur von 10 °C dokumentiert, unterhalb einer Wassertemperatur von 8 °C schließlich nicht mehr (KOTUSZ et al., 2006). Im April in einer FWH nachgewiesene Rotaugen hatten eine signifikant höhere Gesamtlänge als im Mai dokumentierte Individuen (KOTUSZ et al., 2006). SLAVÍK et al. (2009) stellten keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Individuenzahl von Rotaugen in einer Fischwanderhilfe und der Wassertemperatur fest. PRCHALOVÁ et al. (2011) dokumentierten eine Beeinflussung der Wanderung von geschlechtsreifen und nicht geschlechtsreifen Rotaugen durch eine Fischwanderhilfe durch den Wasserabfluss. Die meisten Individuen wanderten dabei bei mittleren Abflüssen. LUCAS (2000) beschreibt einen signifikanten Zusammenhang der Aufstiegsbewegungen von Rotaugen durch eine FWH mit der Tageslänge und konnte keinen signifikanten Zusammenhang mit der Wassertemperatur und dem Wasserabfluss feststellen.

Auf der Roten Liste der IUCN wird das Rotauge als nicht gefährdet („least concern“) eingestuft (FREYHOF & KOTTELAT, 2008 d), ebenso wird es nicht auf der Roten Liste Bayerns geführt (BOHL et al., 2003).

Im Rahmen dieser Arbeit werden Rotaugen ab einer Gesamtlänge von 13 cm als adult eingestuft (VØLLESTAD & L'ABÉE-LUND, 1987; EBEL et al., 2006).

3.4.13 Schleie (*Tinca tinca*)

Die Schleie (Abb. 35) erreicht eine durchschnittliche Gesamtlänge von 30 bis 55 cm, maximal bis zu 70 cm. Im Alter wird sie leicht hochrückig. Die Milchner besitzen im Gegensatz zu den Rognern vergrößerte Bauchflossen mit einem verdickten Hauptstrahl (BAYRLE, 2007).

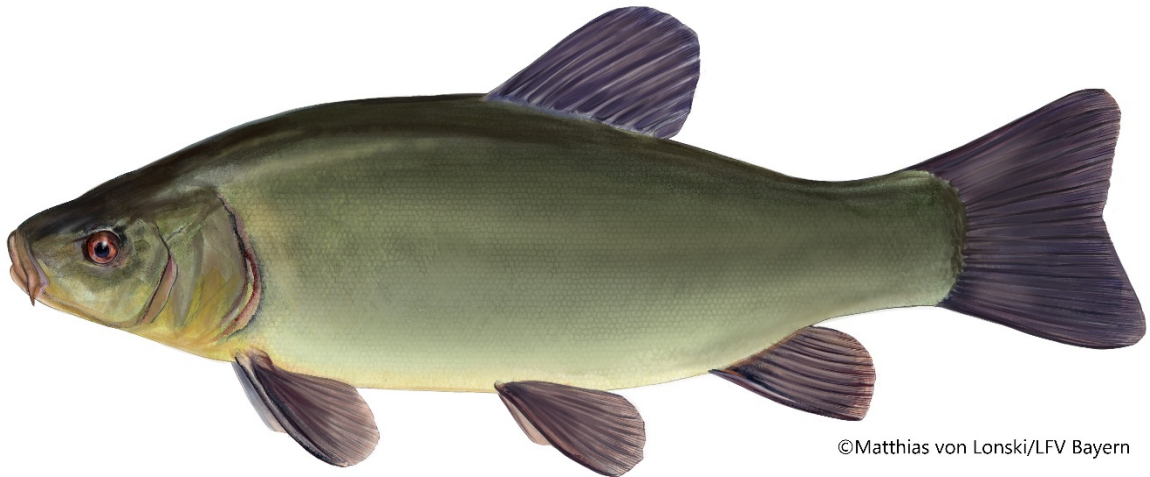


Abbildung 35: Schleie (*Tinca tinca*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Schleien bewohnen stehende und langsam fließende Gewässer mit dichtem Pflanzenwuchs und weichem, schlammigem Grund. Ihre Hauptnahrung stellen Boden- und Kleintiere aller Art und gelegentlich auch pflanzliches Material dar. Bei Wassertemperaturen unter 10 und über 28 °C geht die Nahrungsaufnahme und Stoffwechselaktivität der Schleie zurück. Dabei gräbt sie sich mitunter auch im Bodengrund ein und fällt in eine Art Winterstarre bzw. Hitzekoma. Die Schleie ist vorwiegend dämmerungsaktiv (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007).

Bei Wassertemperaturen ab 20 °C laichen Schleien ab. Dabei werden entweder Pflanzenbestände in ufernahen Flachwasserbereichen oder bis dicht unter die Wasseroberfläche reichende Pflanzenbestände im Freiwasser bevorzugt. Die Larven schlüpfen nach ungefähr fünf Tagen aus den Eiern und sind beim Schlupf rund 4,0 bis 5,5 mm lang. Nach ungefähr zehn Tagen ist der Dottersack der Larve aufgebraucht und die Larven haben eine Länge von ca. 6,0 bis 6,5 mm erreicht. Als erste Nahrung dienen den Larven einzellige Algen, Ruderfußkrebse (*Copepoda*) und Wasserflöhe

(*Cladocera*). Nach drei Jahren haben die Jungfische die Geschlechtsreife erreicht (KENNEDY & FITZMAURICE, 1970; COWX & WELCOMME, 1998; YILMAZ, 2002).

Es wurden bereits Wanderbewegungen von Schleien durch FWHs dokumentiert (BORN, 1995; LUCAS & BARAS, 2001; KOTUSZ et al., 2006; CALLES & GREENBERG, 2007).

Die Schleie wird nicht auf der Roten Liste Bayerns geführt (BOHL et al., 2003). Auf der Roten Liste der IUCN wird die Schleie als nicht gefährdet („least concern“) eingestuft (FREYHOF & KOTTELAT, 2008 e).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden Schleien ab einer Gesamtlänge von 23 cm als adult betrachtet (EBEL et al., 2006; POMPEI et al., 2012).

3.4.14 Schneider (*Alburnoides bipunctatus*)

Der Schneider (Abb. 36) ist ein Schwarmfisch, der schnellfließende und klare Gewässer der Äschen- und Barbenregion besiedelt. Gegenüber Gewässerverschmutzungen reagiert er empfindlich (BAYRLE, 2007). Seine Nahrung besteht primär aus Kieselalgen (*Bacillariophyceae*), Anflug und wirbellosen Bodentieren (TREER et al., 2006; BAYRLE, 2007). Schneider erreichen eine mittlere Gesamtlänge von 9 bis 13 cm, maximal werden 15 cm Gesamtlänge erreicht. Optisch auffallend ist die nach unten gebogene Seitenlinie, die mit einer Reihe dunkler Punkte eingefasst ist (BAYRLE, 2007).

Die Laichperiode des Schneiders kann sehr lange dauern, bis zu 15 Wochen. Am Laichhabitat wurde eine Strömungsgeschwindigkeit von 0,4 m/s und eine Substratgröße von 2 bis 15 cm Durchmesser dokumentiert. Als minimale Wassertemperatur zum Laichen werden 12 °C angegeben (BLESS, 1996). KÜTTEL et al. (2002) nennen für die Fortpflanzung des Schneiders Wassertemperaturen von 19 bis 24 °C. In Laborversuchen von BOHL et al. (2004) erfolgte die Reproduktion auf Kiessubstrat von 2 bis 5 cm Durchmesser bei Strömungsgeschwindigkeiten von 0,25 bis 0,65 m/s. Bei einer Wassertemperatur von 20 °C schlüpften die Larven nach ca. fünf Tagen aus den Eiern, bis zur ersten Nahrungsaufnahme vergingen weitere sieben Tage.



Abbildung 36: Schneider (*Alburnoides bipunctatus*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Während junge Schneider langsam fließende Habitate bevorzugen, besiedeln ältere Individuen Habitate mit höheren Fließgeschwindigkeiten (KOVAC et al., 2006). Als Winterhabitate werden tiefe Gewässerbereiche mit geringer Strömung und vielen Deckungs- und Einstandsmöglichkeiten aufgesucht (BOHL et al., 2004). Schneider sind oftmals starker Prädation durch Raubfische wie Hecht (*Esox lucius*) oder Döbel ausgesetzt (TREER et al., 2000).

Es wurden bereits Schneider in FWHs nachgewiesen (BENITEZ et al., 2015).

In der Roten Liste Bayerns wird der Schneider für das Einzugsgebiet der Donau in die Kategorie 2 „Stark gefährdet“ eingestuft (BOHL et al., 2003).

3.4.15 Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)

Der Flussbarsch (Abb. 37) besitzt eine zweigeteilte Rückenflosse, brustständige Bauchflossen und Kammschuppen. Die erste Rückenflosse ist hartstrahlig, die zweite weichstrahlig. Beide Rückenflossen sind voneinander getrennt. Flussbarsche erreichen eine mittlere Gesamtlänge von 15 bis 30 cm, maximal werden rund 50 cm Gesamtlänge erreicht (BAYRLE, 2007).

Der Flussbarsch ist äußerst anpassungsfähig und besiedelt nahezu alle Binnengewässer. Obwohl er hinsichtlich seines Lebensraums sehr anspruchslos ist,

bevorzugt er sauerstoffreiche stehende und langsam fließende Gewässer (LEUNER et al., 2000). Im Rahmen der bayerischen Fischartenkartierung wurden Flussbarsche in allen Flusseinzugsgebieten Bayerns nachgewiesen. Dabei war der Flussbarsch auch in schnell fließenden Gewässern mit Strömungsgeschwindigkeiten bis zu 1,9 m/s vertreten. Am häufigsten waren Flussbarsche mit Rotaugen, Aalen (*Anguilla anguilla*) und Döbeln vergesellschaftet (LEUNER et al., 2000).



Abbildung 37: Flussbarsch (*Perca fluviatilis*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Junge Barsche ernähren sich primär von pelagischem Zooplankton. Mit zunehmender Größe werden benthische Wirbellose zu ihrer Hauptnahrung, später ernähren sie sich nahezu ausschließlich von Fischen. In Abhängigkeit von den jeweiligen Lebensraumbedingungen können Flussbarsche spezielle morphologische Anpassungen an ihre jeweilige ontogenetische Nische zeigen (HJELM et al., 2000).

Im Frühjahr laichen Flussbarsche ab, indem sie ihre Eier in Gallertschnüren eingeschlossen in Flachwasserbereichen, zumeist an Wurzeln und Wasserpflanzen, ablegen (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007. LUCAS (2000) und KŘIŠŤAN et al. (2012) beschreiben das Ablaichen von Flussbarschen im April. Nach FREYHOF & KOTTELAT (2008 f) findet der Ablaichvorgang statt, wenn die Wassertemperatur rund 6 °C erreicht hat. Dagegen geben GILLET et al. (1995) an, dass die Wassertemperatur nur einen geringen Einfluss auf den Zeitpunkt des Ablaichvorgangs hat, jedoch einen großen Effekt auf dessen Intensität. Durch einen Anstieg der Wassertemperatur wird die

Intensität des Abblanchvorgangs erhöht, während diese bei kühlen Wassertemperaturen sinkt. Nach dem Schlupf werden die Larven in das offene Wasser verdriftet. Nachdem die Larven ungefähr einen Monat im Pelagial gelebt haben, ziehen sie wieder in das Litoral und leben dort in Wasserpflanzenbeständen. Im Spätsommer ändern die Larven erneut ihr Verhalten, während sie sich tagsüber versteckt halten, ziehen sie in der Dämmerung und nachts umher und begeben sich dabei auch in tiefere Gewässerbereiche. Hin zum Herbst und Winter schwimmen die juvenilen Barsche in tiefere Freiwasserbereiche (WANG & ECKMANN, 1995). In der ersten Phase der Ernährung konkurrieren die Larven des Flussbarsches mit denen des Rotauges um Zooplankton (PERSSON & GREENBERG, 1990).

Das Wanderverhalten von Flussbarschen kann sich innerhalb einer Population unterscheiden, es gibt in Populationen wandernde Individuen und Individuen, die sich stationär verhalten. Das Wanderverhalten ist dabei in strukturarmen Gewässern generell stärker ausgeprägt als in strukturreichen. Auch außerhalb der Laichzeit werden stromaufwärts gerichtete Wanderbewegungen durchgeführt. Dabei zeigt sich häufig ein Peak der Wanderung im Frühjahr und ein zweiter im Herbst. Das Wanderverhalten ist untertags stärker ausgeprägt als nachts (LUCAS & BARAS, 2001).

Wanderbewegungen von Flussbarschen durch FWHs wurden bereits dokumentiert (SCHWALME et al., 1985; BORN, 1995; LUCAS et al., 1999; LUCAS, 2000; KNAEPKENS et al., 2005; KOTUSZ et al., 2006; CALLES & GREENBERG, 2007). Die höchsten Aufstiegszahlen in einer FWH wurden zwischen Mitte Mai und Ende Juni bei Wassertemperaturen von 12 bis 20 °C dokumentiert (KOTUSZ et al., 2006). Dagegen wiesen BENITEZ et al. (2015) während einer 6-jährigen Untersuchung zweier FWHs nur sporadisch Flussbarsche in diesen nach.

Auf der Roten Liste der IUCN wird der Flussbarsch als nicht gefährdet („least concern“) eingestuft (FREYHOF & KOTTELAT, 2008 f), ebenso wird er nicht auf der Roten Liste Bayerns geführt (BOHL et al., 2003).

Im Rahmen dieser Arbeit werden Flussbarsche unter einer Gesamtlänge von 15 cm als juvenil betrachtet (TREASURE, 1981).

3.4.16 Hecht (*Esox lucius*)

Der Hecht (Abb. 38) ist ein großwüchsiger Raubfisch aus der Familie der *Esocidae*. Er besitzt einen langen, pfeilförmigen Körper mit weit nach hinten versetzter Rücken- und Afterflosse. Das oberständige Maul ist stark mit kräftigen Hundszähnen sowie vielen kleineren Zähnen besetzt. Bei einer Gesamtlänge bis 150 cm erreicht der Hecht ein Gewicht bis ca. 30 kg (BAYRLE, 2007).

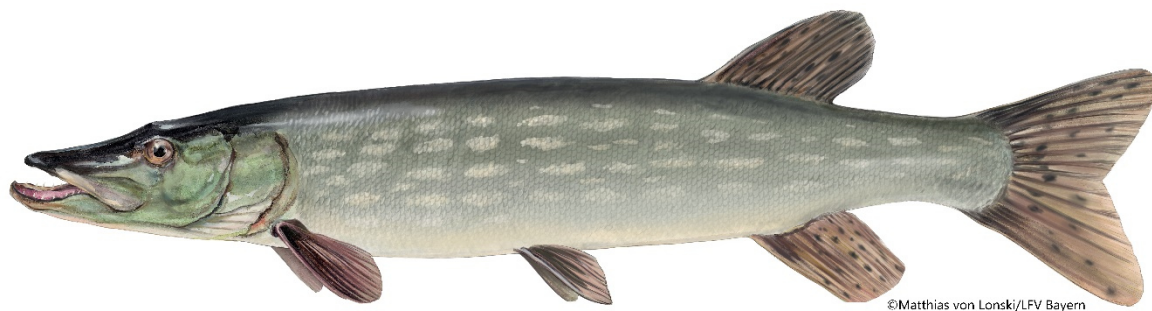


Abbildung 38: Hecht (*Esox lucius*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Hechte sind territoriale Standfische, die große Reviere beanspruchen. Als Lauerjäger stehen Hechte häufig regungslos im Wasser und lauern ihrer Beute auf. Hinsichtlich des Lebensraums ist er sehr anpassungsfähig, Hechte sind in fast allen Gewässern vertreten, von der Brackwasser- bis in die Gebirgsregion. Dabei bevorzugt der Hecht jedoch klare Seen und langsam fließende Flüsse, wo er häufig in gut strukturierten Flachwasserbereichen zu finden ist (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Kleinere Hechte sind, auch als Resultat von Kannibalismus, stärker an dichte Vegetation gebunden (EKLÖV, 1997).

Bereits vom Jungfischalter an ernährt sich der Hecht rein räuberisch von Fischen aller Art, aber auch von Amphibien und kleineren Wirbeltieren (FROST, 1954; MANN, 1982; LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Es kann dabei auch zu einer individuellen Spezialisierung auf eine bestimmte Nahrung kommen (BEAUDOIN et al., 1999). Beim Angriff auf die Beute beschleunigt der Hecht enorm schnell aus dem Stand (HARPER & BLAKE, 1991).

Im Frühjahr in den Monaten März bis Mai ziehen Hechte zum Laichen in pflanzenreiche Flachwasserzonen, Seitengewässer und überflutete Auwiesen. Dort wird der Laich an krautige Pflanzen geklebt (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007).

Hechte können täglich Strecken bis 4.000 m zurücklegen, wobei ihr normaler täglicher Aktionsradius („home-range“) unter 1.000 m liegt (DIANA et al., 1977). Radiotelemetrie-Untersuchungen von KOED et al. (2006) zeigten, dass sich Hechte über lange Zeit sehr stationär verhalten. Die langen stationären Phasen wurden lediglich von abrupten Ortswechseln unterbrochen, auf welche wieder eine lange stationäre Phase folgte. Einzelne Individuen legten in einem Zeitraum von elf Monaten lediglich eine Strecke von 4 km Gesamtlänge zurück. OVIDIO & PHILIPPART (2003) untersuchten ebenfalls das Wanderverhalten von Hechten mit radiotelemetrischen Methoden. Vor der Laichzeit legten die Hechte im Winter lediglich kürzere Wanderungen von 40 bis 550 m Länge zurück. Hin zur Laichzeit führten die Hechte eine stromaufwärts gerichtete Laichwanderung bis 15,7 km Länge durch.

Es wurden bereits Wanderbewegungen von Hechten durch FWHs gezeigt (SCHWALME et al., 1985; KATOPODIS et al., 1991; BUNT et al., 2001; KOTUSZ et al., 2006; ZITEK et al., 2012). BENITEZ et al. (2015) wiesen dagegen während einer sechsjährigen Untersuchung zweier FWHs nur sporadisch Hechte in diesen nach. Im französischen Gesetz wird der Hecht als Wanderfischart geführt (LARINIER, 1998).

Teilweise werden eutrophierte Seen im Rahmen einer Biomanipulation gezielt mit Hechten besetzt, um die Wasserqualität zu verbessern und die Biomasse an Phytoplankton zu verringern (BERG et al., 1997).

Auf der Roten Liste der IUCN wird der Hecht als nicht gefährdet („least concern“) eingestuft (NATURESERVE, 2013 a). Ebenso wird er nicht auf der Roten Liste Bayerns geführt (BOHL et al., 2003).

Im Rahmen dieser Arbeit werden Hechte ab einer Gesamtlänge von 40 cm als adult bezeichnet (FROST & KIPLING, 1967; EBEL et al., 2006).

3.4.17 Mühlkoppe (*Cottus gobio*)



©Matthias von Lonski/LFV Bayern

Abbildung 39: Mühlkoppe (*Cottus gobio*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Die Mühlkoppe (Abb. 39) ist ein bodenlebender Kleinfisch und erreicht eine Gesamtlänge von maximal 20 cm (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Es ist ein Alter von bis zu zehn Jahren dokumentiert (MILLS & MANN, 1983). Die Nahrung der Mühlkoppe setzt sich primär aus Makroinvertebraten des Benthals zusammen, wie z. B. Eintags- und Steinfliegenlarven sowie Gammariden, aber auch aus Fischlaich und -larven (SMYLY, 1957; ANDERSSON et al., 1986; LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Sie bevorzugt kiesige, unterstandsreiche Habitate in sommerkalt, sauerstoffreichen Fließgewässern (MILLS & MANN, 1983; LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Dabei wurden bereits bis zu 75 Individuen pro m² nachgewiesen (MILLS & MANN, 1983).

Zu Beginn der Laichzeit im Frühjahr gräbt das Männchen ein Nest unter Steine. Anschließend umwirbt es das Weibchen (MORRIS, 1954; MILLS & MANN, 1983; LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Weibliche Mühlkoppeln ziehen größere Männchen gegenüber kleineren vor, ebenso ziehen sie Männchen vor, die bereits Eier bewachen. Deshalb vertreiben größere Männchen auch kleinere aus ihrem Nest und bewachen anschließend ihre Eier (BISAZZA & MARCONATO, 1988). Nach dem Abbläuen bewacht das Männchen das Gelege und betreibt Brutpflege, wobei es den Eiern mit den Flossen frisches Wasser zufächelt (MORRIS, 1954; MILLS & MANN, 1983; LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Trotz der Brutpflege werden Eier der Mühlkoppe von Wirbellosen gefressen, besonders von Köcherfliegenlarven (MILLS & MANN, 1983). Während der Brutpflege verliert das Männchen bis zu 18,8 % des Körpergewichts (MARCONATO et al., 1993). Kannibalismus der eigenen Eier durch das Brutpflegende Männchen ist weit

verbreitet, besonders wenn das Männchen an wenig Nahrung kommt (MARCONATO et al., 1993). Bei 10 °C Wassertemperatur schlüpfen die Larven nach rund vier Wochen aus den Eiern. Innerhalb des ersten Jahres wachsen sie bis auf eine Gesamtlänge von 50 mm heran. Die Geschlechtsreife wird im Alter von zwei bis drei Jahren erreicht (MILLS & MANN, 1983).

Die Mühlkoppe hat sich in Europa ausgehend von der Paratethys während des Pliozäns über die ursprüngliche untere Donau ausgebreitet (ENGLBRECHT et al., 2000). Die letzte Eiszeit wurde von der Mühlkoppe auf den Britischen Inseln sowie im Rhein- und Main-Einzugsgebiet überdauert (HÄNFLING et al., 2002).

Es wurde bereits der Aufstieg von Mühlkoppen über FWHs untersucht, wobei von KNAEPKENS et al. (2005) und WIESNER et al. (2007) keine Aufstiege nachgewiesen werden konnten. JANSEN et al. (1999) und BENITEZ et al. (2015) wiesen dagegen wenige Mühlkoppen in FWHs nach.

Auf der Roten Liste Bayerns wird die Mühlkoppe in der Kategorie V „Arten der Vorwarnliste“ geführt (BOHL et al., 2003), in der Roten Liste der IUCN als nicht gefährdet („least concern“; FREYHOF, 2011 e).

3.4.18 Rutte (*Lota lota*)

Die Rutte (Abb. 40) ist der einzige dorschartige Fisch (*Gadiformes*) der im Süßwasser vorkommt (LEUNER et al., 2000). Sie erreicht eine Gesamtlänge bis zu 100 cm, die mittlere Gesamtlänge beträgt 35 bis 60 cm. Am Unterkiefer sitzt eine einzelne Bartel. Die Rückenflosse ist zweigeteilt, wobei die erste Rückenflosse kurz und die zweite sehr lang ist. Die Rutte besitzt kehlständige Bauchflossen (BAYRLE, 2007).



©Matthias von Lonski/LFV Bayern

Abbildung 40: Rutte (*Lota lota*). Bildquelle: Matthias von Lonski/Landesfischereiverband Bayern e. V., 2020.

Als Lebensraum werden sommerkühle Seen, Flüsse und Bäche mit sauerstoffreichem Wasser besiedelt (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Jedoch kann sie auch bei Wassertemperaturen bis 25 °C überleben (HARDEWIG et al., 2004). Die Rutte ist ein nachtaktiver Grundfisch und hält sich tagsüber meist verborgen, weshalb sie Gewässer mit guten Unterstandsmöglichkeiten bevorzugt (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007).

Während sich junge Rutten primär von Insektenlarven ernähren, stellen Fische und Krebstiere die Hauptnahrung für größere Individuen dar (HEWSON, 1955; BAYLEY, 1972; RUDSTAM et al., 1995).

Bei Temperaturen um 3 °C laichen Rutten nach einer vorangegangenen Laichwanderung im Winter ab (LEUNER et al., 2000; BAYRLE, 2007). Wanderbewegungen der Rutte finden dabei bei Wassertemperaturen zwischen 2 und 7 °C statt (TESCH, 1967). Es wurden bereits Wanderbewegungen bis 125 km sowie über 160 km Länge nachgewiesen (BREESER et al., 1998; HUGGARD et al., 2015). Einzelne Weibchen können über 3.000.000 Eier produzieren. Die Eier sind halbschwimmend und werden in einer Wassertiefe von 0,5 bis 1,5 m abgelegt. Bei Wassertemperaturen über 5 °C steigt die Mortalität der Eier stark an (ZARSKI et al., 2010). Die Spermien zeigen ihre höchste Beweglichkeit bei Temperaturen von 4 bis 6 °C (LAHNSTEINER & MANSOUR, 2012). Zwischen Jahren, in denen Rutten ablaichen, zeigen einzelne Individuen Jahre, in denen sie sich nicht fortpflanzen (PULLIAINEN & KORHONEN, 1993). In Seen halten sich die Larven der Rutte in Schulen oberflächennah in der Nähe des Ufers auf und sind tagaktiv. Ab einer Größe von 30 mm werden Rutten schließlich nachtaktiv, einzelgängerisch und halten sich primär am Gewässergrund auf (RYDER & PESENDORFER, 1992).

SCHWALME et al. (1985) und CALLES & GREENBERG (2007) zeigten die Wanderung von Rutten durch eine FWH. Dagegen konnte KOTUSZ (2006) in einem Gewässer in dem Rutten vorkommen, keine Rutten in einer FWH nachweisen.

Auch wenn die Rutte auf der Roten Liste der IUCN als nicht gefährdet („least concern“) eingestuft wird (NATURESERVE, 2013 b), sind viele lokale Populationen am Verschwinden, wofür vor allem der anthropogene Ausbau von Gewässern verantwortlich gemacht wird (HARRISON et al., 2016). Auf der Roten Liste Bayerns wird die Rutte daher in der Kategorie 2 „Stark gefährdet“ geführt (BOHL et al., 2003).

Im Rahmen dieser Arbeit werden Rutten ab einer Gesamtlänge von 40 cm als adult eingestuft (BAILEY, 1972).

4. Material und Methoden

4.1 Elektrofischungen

4.1.1 Elektrofischungen der Unterwasserstrecken

Um den Fischbestand der Unterwasserstrecken aufzunehmen, wurden diese elektrisch befischt (vgl. CASSELMANN et al., 1990; BAIN, 1992). Es wurde von Herbst 2016 bis Herbst 2019 jeweils eine Elektrofischung (E-Befischung) im Herbst zwischen September und Oktober („Herbstbefischung“) und eine im Frühjahr/Sommer zwischen April und Juli durchgeführt („Frühjahrsbefischung“; Tab. 5). Bei jeder Befischung wurde gleich vorgegangen und mit den gleichen Anodenführern gearbeitet, um die Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten. Das Befischungsteam setzte sich aus zwei Anodenführern, einer keschernden Person und einem Bootsführer zusammen.

Tabelle 5: Übersicht über das Datum der Elektrofischungen im Frühjahr und Herbst in den Unterwasserstrecken des Untersuchungsgebiets (UW4, UW5, UW6, UW7, UW8) in den Jahren 2016 bis 2019.

		UW4	UW5	UW6	UW7	UW8
2016	„Herbst“	14.10.2016	12.09.2016	07.10.2016	05.10.2016	11.10.2016
2017	„Frühjahr“	12.04.2017	23.05.2017	26.05.2017	12.05.2017	16.06.2017
	„Herbst“	22.09.2017	26.09.2017	29.09.2017	17.10.2017	19.10.2017
2018	„Frühjahr“	10.07.2018	12.07.2018	17.07.2018	16.07.2018	07.07.2018
	„Herbst“	20.09.2018	19.09.2018	12.10.2018	10.10.2018	08.10.2018
2019	„Frühjahr“	18.07.2019	04.07.2019	23.07.2019	03.07.2019	11.07.2019
	„Herbst“	16.10.2019	01.10.2019	15.10.2019	17.10.2019	22.10.2019

Jede Fischbestandsaufnahme wurde auf einer Strecke von 1.500 m unterhalb des Kraftwerks durchgeführt (Illerstufe 4: UW4, Illerstufe 5: UW5, Illerstufe 6: UW6, Illerstufe 7: UW7 und Illerstufe 8: UW8). Dabei wurden beide Uferseiten jeweils einmal stromauf befischt und die Gewässermitte einmal stromab. Dies ergibt eine

Gesamtbefischungsstrecke von 4.500 m je Befischung. Die Befischung fand von einem Aluminium-Boot mit flachem Boden aus statt. Es wurde ein Elektrofischereigerät mit einer Ausgangsleistung von 13 kW verwendet („Typ FEG 13000“ der Firma EFKO). Als Fangpole kamen zwei 2,20 m lange Anodenstangen mit einem Anodenring von jeweils 40 cm Durchmesser zum Einsatz. Im Anodenring befand sich ein flaches Netz mit einer Maschenweite von 6 mm. Die Anodenkabel hatten eine Länge von jeweils 15 m. Die Kathode bestand aus einem 2,0 m langen Kupferseil, welches in schwimmender Ausführung an einem 1,20 m langen PVC-Rohr angebracht wurde. Die Kathode wurde auf der zur Flussmitte zeigenden Seite des Bootes angebracht. Bei den Elektrobefischungen wurde zuerst eine Uferseite langsam stromauf abgefahren, wobei sich beide Anodenführer fischend im Bug des Bootes befanden. Hinter den beiden Anodenführern stand eine weitere Person, welche die von den Anoden betäubten Fische abkescherte. Die gefangenen Fische wurden in eine wassergefüllte Wanne gesetzt. Alle 500 m oder wenn sich zu viele Fische in der Wanne befanden, wurde das Boot gestoppt und die gefangenen Fische nach Anzahl, Art und Länge ausgewertet. Die Länge wurde als Gesamtlänge von der Maulspitze bis zum Schwanzende auf 1 cm genau vermessen. Wurden die gefangenen Fische aufgrund eines Überbesatzes der Wanne schon vorher ausgewertet, so wurde trotzdem am Ende des 500 m langen Abschnitts gestoppt, die Fische in der Wanne erneut ausgewertet und anschließend alle Fische des 500 m-Abschnitts zusammengefasst. Anschließend wurde der nächste 500 m-Abschnitt der Befischungsstrecke befischt. Bei einem Massenaufkommen von Klein- und Jungfischen wurden aus Gründen der Fischeschonung nicht alle betäubten Fische entnommen. Es wurde nur ein Teil abgefischt und ausgezählt und die gesamte Anzahl an betäubten Individuen abgeschätzt.

Um Ortswechsel, Wanderungen und Wiederfänge von bei E-Befischungen gefangenen Fischen detektieren zu können, wurden gefangene Fische markiert. Die Markierung der Fische erfolgte nach HART & PITCHER (1969) mittels Druckinjektion eines Farbstoffes mit einer nadelfreien Impfpistole aus der Humanmedizin (Akra Dermojet Typ HR). Als Markierfarbe wurde anfangs in Wasser gelöstes Chrom(III)-Oxid verwendet (KELLY, 1967). Da die Markierung mit Chrom(III)-Oxid jedoch aufgrund ständiger Verstopfungen der Impfpistolen problematisch war, wurde die Markierung ab Herbst 2017 mangels erprobter Alternativen mit in destilliertem Wasser verdünnter

handelsüblicher grüner Tätowierfarbe durchgeführt. Die Markierung erfolgte dabei an folgenden Stellen:

Unterwasser Illerstufe 4 (UW4): Markierung neben Afterflosse

Unterwasser Illerstufe 5 (UW5): Markierung Bauchflosse rechts

Unterwasser Illerstufe 6 (UW6): Markierung Bauchflosse links

Unterwasser Illerstufe 7 (UW7): Markierung Brustflosse rechts

Unterwasser Illerstufe 8 (UW8): Markierung Brustflosse links.

Dabei erfolgte eine Markierung nur bei Fischen mit einer Gesamtlänge über 20 cm, da Fische mit abnehmender Körperlänge eine erhöhte Mortalität durch die Markierung mit Druckinjektionen zeigen (vgl. DUSSAULT & RODRÍGUEZ, 1997).

4.1.2 Elektrobefischungen der Fischwanderhilfen

Die FWHs des Untersuchungsgebiets wurden in den Jahren 2017, 2018 und 2019 jeweils einmal jährlich im späten Frühjahr bis frühen Sommer zwischen Mai und Juli elektrisch befischt („Frühjahrsbefischung“). Außerdem fand eine zusätzliche Bestandsaufnahme im Winter/Frühjahr 2018 statt („Winterbefischung“; Tab. 6). Für die Elektrobefischungen wurde ein akkubetriebenes Rückentragegerät mit 0,65 kW Leistung verwendet (EFGI 650 der Firma Bretschneider Spezialelektronik). Die Befischung wurde mit einer Anode gegen die Strömung durchgeführt. Der Anodenring hatte einen Durchmesser von 40 cm, das flache Netz in diesem 6 mm Maschenweite. Als Kathode kam ein 2,0 m langes Kupferseil zum Einsatz, welches vom Anodenführer mitgezogen wurde. Während der Befischungen wurde die Dotation der FWHs verringert, um die Befischungen watend durchführen zu können. Die Gesamtlänge aller betäubten Fische wurde auf 1 cm genau vermessen. Alle Fische mit einer Gesamtlänge über 20 cm wurden analog zu Kapitel 4.1.1 mit in destilliertem Wasser verdünnter roter Tätowierfarbe markiert. Die Markierung erfolgte dabei analog zu Kapitel 4.1.1 an folgenden Stellen:

FWH um Illerstufe 4 (FWH4): Markierung neben Afterflosse

FWH um Illerstufe 5 (FWH5): Markierung Bauchflosse rechts

FWH um Illerstufe 6 (FWH6): Markierung Bauchflosse links

FWH um Illerstufe 7 (FWH7): Markierung Brustflosse rechts

FWH um Illerstufe 8 (FWH8): Markierung Brustflosse links.

Tabelle 6: Übersicht über das Datum der Elektrofischungen in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets (FWH4, FWH5, FWH6, FWH7, FWH8) in den Jahren 2017 bis 2019.

		FWH4	FWH5	FWH6	FWH7	FWH8
2017	„Frühjahr“	06.07.2017	05.07.2017	20.06.2017	01.06.2017	23.06.2017
2018	„Winter“	28.03.2018	28.03.2018	28.03.2018	03.04.2018	05.04.2018
	„Frühjahr“	23.05.2018	04.06.2018	25.05.2018	21.06.2018	29.05.2018
2019	„Frühjahr“	16.07.2019	04.07.2019	19.07.2019	09.07.2019	17.07.2019

4.2 Laichmonitoring

Zur Detektion laichender Fische in den FWHs wurden alle fünf FWHs des Untersuchungsgebiets jährlich im November und Dezember regelmäßig auf Laichgruben von Bachforellen abgesucht. Von April bis Juli der Jahre 2016 bis 2019 wurde die FWH um die Illerstufe 6 sowie die Mündung der Rohrach in der UW5 täglich sowie alle anderen FWHs regelmäßig optisch auf laichende Fische inspiziert. Bei Sichtungen von laichenden Fischen wurden sämtliche Fischwanderhilfen genau auf laichende Fische überprüft.

4.3 Untersuchung der Fischwanderbewegungen durch die Wanderhilfen

Im Rahmen dieser Arbeit wurde zur Untersuchung der Fischwanderbewegung eine Kombination aus Zählbecken und Farbmarkierungen gewählt (vgl. Kap. 2.2.2). Da die täglichen Kontrollen der Zählbecken in Zusammenarbeit mit Mitarbeitern aus den ansässigen Fischereivereinen durchgeführt wurden, welche keine versuchstierkundliche Ausbildung hatten, war eine Kombination aus Zählbecken und Besenderung nicht durchführbar. Eine Kombination verschiedener Methoden war gewünscht, um sowohl Fragestellungen zu Wanderbewegungen durch einzelne FWHs

als auch durch das gesamte Untersuchungsgebiet beantworten zu können. Durch die Kombination aus Zählbecken und Farbmarkierungen in Zusammenarbeit mit den ansässigen Fischereivereinen konnte ein kombiniertes Untersuchungsprogramm über einen langen Zeitraum hinweg durchgeführt und gleichzeitig der Aufwand im Rahmen der zur Verfügung stehenden Mittel tragbar gehalten werden.

4.3.1 Aufbau und Kontrolle der Zählbecken

In jede Fischwanderhilfe wurde ein Zählbecken integriert (Abb. 41; Tab. 3). Bei der Stromaufwanderung durch die Fischwanderhilfen müssen Fische durch eine starre Einschwimmreuse, welche sich auf einer Länge von 62 cm von 40 cm x 57 cm auf 18,5 cm x 22,5 cm verjüngt, in die Zählbecken einschwimmen (Abb. 42). Die untere Kante der Einschwimmöffnung schließt jeweils eben mit dem Substrat vor den Zählbecken ab. Die Einschwimmreuse besteht aus einem Edelstahl-Lochblech mit quadratischen Löchern mit einer Kantenlänge von 10 mm.



Abbildung 41: Zählbecken an der Fischwanderhilfe um die Illerstufe 6. Bildquelle: Tobias Epple, 2020.

Die Zählbecken haben jeweils eine Länge von 4,65 m und eine Breite von 2,03 m. Auf der Einschwimmseite hindert ein Rechen mit Rundstäben mit einem lichten Rechenabstand von 15 mm die Fische am Ausschwimmen, auf der

gegenüberliegenden Seite ein Rechen mit eckigen Stäben mit einem lichten Rechenabstand von ebenfalls 15 mm.

Der Boden der Zählbecken wird von einer elektrisch hebbaren Wanne gebildet. Die hebbare Wanne hat eine Breite von 1,88 m und Länge von 5,58 m und besteht aus Edelstahl-Lochblech mit quadratischen Löchern mit einer Kantenlänge von 10 mm. Am Rand der hebbaren Wanne ist rundum eine Gummilippe angebracht, welche den Spalt zwischen dieser und dem Zählbecken abdichtet, sodass keine Fische unter die Wanne geraten können. In der Mitte der Wanne befindet sich orthogonal zur Strömungsrichtung eine rinnenförmige Vertiefung über die gesamte Breite der Wanne. Die rinnenförmige Vertiefung hat eine Breite von 60 cm und Tiefe von 50 cm und besteht aus ungelochtem Aluminium, sodass sie wasserdicht ist. Der Boden der hebbaren Wanne ist beidseitig leicht zur rinnenförmigen Vertiefung hin abfallend.



Abbildung 42: Starre Einschwimmreuse des Zählbeckens in der Fischwanderhilfe um die Illerstufe 6. Bildquelle: Tobias Epple, 2020.

Zur Kontrolle der Zählbecken wird der Boden elektrisch nach oben gefahren, dabei rutschen alle im Zählbecken befindlichen Fische in die rinnenförmige Vertiefung und sammeln sich in dieser. Die rinnenförmige Vertiefung bleibt mit Wasser gefüllt, auch wenn der hebbare Boden nicht mehr im Wasser ist. Sobald sich der hebbare Boden auf Arbeitshöhe befindet, stoppt die Aufwärtsbewegung automatisch. Mit einem mechanischen Schieber kann aus der rinnenförmigen Vertiefung über ein Rohr mit

13 cm Innendurchmesser Wasser abgelassen werden. Vor dem Rohr befindet sich ein Lochblech mit 5 mm Lochdurchmesser, damit keine Fische aus der rinnenförmigen Vertiefung gespült werden können.

Die Detailplanung und –konstruktion wurde vom Ingenieurbüro TH-Plan Wolfgang Häusele durchgeführt, die Anfertigung und der Aufbau vor Ort von der Firma Kräss GlasCon GmbH.

Nachdem der elektrisch hebbare Boden der Zählbecken nach oben gefahren wurde, können die Fische, die sich zuvor im Zählbecken befunden haben, einfach aus der rinnenförmigen Vertiefung abgekeschert werden. Anschließend wurden die Fische auf Artniveau bestimmt, bei einer Gesamtlänge über 20 cm mit einer nadelfreien Impfpistole markiert (vgl. Kap. 4.3.2) und die Gesamtlänge von der Maulspitze bis zum Schwanzende auf einen Zentimeter genau vermessen. Bei Massenaufstiegen von Klein- und Jungfischen wurde nicht jedes Individuum einzeln vermessen, sondern deren Länge lediglich abgeschätzt. Nach der Vermessung, Bestimmung und eventuellen Markierung wurden die Fische schonend im Oberwasser ausgesetzt.

Die Kontrolle der Zählbecken begann ab dem 15.08.2016 und erfolgte ab dem 01.04.2017 zumeist täglich. In wanderarmen Zeiten in den Wintermonaten wurde die Zählung zeitweise auf jeden zweiten bis dritten Tag reduziert (Tab. 7). Aufgrund von Wartungsarbeiten an den Zählbecken fanden vom 15.08.2018 bis 08.09.2018 keine Kontrollen statt. Die Kontrolle der Zählbecken wurde während des Anfertigens der vorliegenden Arbeit noch täglich durchgeführt, zur Auswertung wurde der Datensatz bis zum 31.12.2019 verwendet.

Durch die Konstruktion der Zählbecken war während des Projektzeitraums nur ein Aufstieg über die untersuchten FWHs möglich, ein Abstieg über diese konnte ausgeschlossen werden.

Die detaillierten Konstruktionszeichnungen der Zählbecken finden sich im Anhang I.

Tabelle 7: Überblick über die Frequenz der Kontrolle der Zählbecken in den fünf Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets.

Jahr	Zeitraum	Frequenz der Kontrolle der Zählbecken
2016	15.08.2016 – 19.12.2016	2-täglich
	21.12.2016 – 31.12.2016	3-täglich
2017	01.01.2017 – 07.01.2017	3-täglich
	09.01.2017 – 31.03.2017	2-täglich
	01.04.2017 – 30.11.2017	täglich
	01.12.2017 – 31.12.2017	2-täglich
2018	01.01.2018 – 31.01.2018	2-täglich
	01.02.2018 – 14.08.2018	täglich
	15.08.2018 – 08.09.2018	keine Zählung
	09.09.2018 – 24.12.2018	täglich
	26.12.2018 – 31.12.2018	2-täglich
2019	01.01.2019 – 20.01.2019	2-täglich
	21.01.2019 – 31.12.2019	täglich

4.3.2 Markierung von Fischen in den Zählbecken

Die Zählbecken sind als Engstellen zu sehen, die jeder Fisch im Untersuchungsgebiet bei der Stromaufwanderung durchschwimmen muss, sofern seine Wanderdistanz länger als rund 2,5 km bis 6,0 km (Abstand zwischen den Staustufen im Untersuchungsgebiet; vgl. Kap. 3.2; Tab. 3) ist. Um nachvollziehen zu können, wie Einzelindividuen durch das Untersuchungsgebiet wandern, wurden die in den Zählbecken nachgewiesenen Fische markiert (Abb. 43).

Die Markierung der Fische erfolgte analog zu Kapitel 4.1.1. Als Markierfarbe wurde Alcianblau (Alcian Blue 8GX) verwendet, welches im Verhältnis von 65 mg/ml in destilliertem Wasser gelöst wurde (THEDINGA et al., 1997). Die Markierung wurde in jedem Zählbecken analog zu Kapitel 4.1.1 an einer anderen Stelle des Fisches durchgeführt:

Zählbecken in FWH4: Markierung neben Afterflosse

Zählbecken in FWH5: Markierung Bauchflosse rechts

Zählbecken in FWH6: Markierung Bauchflosse links

Zählbecken in FWH7: Markierung Brustflosse rechts

Zählbecken in FWH8: Markierung Brustflosse links

Die tägliche Kontrolle der Zählbecken und Markierung der Fische wurde von speziell geschulten Mitarbeitern in Zusammenarbeit mit dem Autor durchgeführt. Die Mitarbeiter setzten sich aus bis zu 12 Mitgliedern der Fischereivereine Bezirksfischereiverein Memmingen e. V. und Fischereiverein Neugablonz e. V. zusammen.



Abbildung 43: Barbe aus dem Zählbecken der Fischwanderhilfe um die Illerstufe 4 mit jeweils einer Markierung an beiden Bauchflossen. Die Markierungen wurden mit Alcianblau und einer Impfpistole aus der Humanmedizin injiziert. Bildquelle: Peter Müller, 2017.

4.3.3 Erfassung von abiotischen Umweltfaktoren

Um zu untersuchen, welche abiotischen Umweltfaktoren die Wanderbewegungen der einzelnen Fischarten und Altersklassen durch die FWHs beeinflussen, wurden folgende Umweltfaktoren erfasst:

1. Wassertemperatur

Die Wassertemperatur in der FWH4 wurde über den gesamten Projektzeitraum aufgezeichnet. Ab dem 21.07.2017 wurde die Wassertemperatur auch in den FWHs um die Staustufen 5, 6, 7 und 8 gemessen. Dazu wurde jeweils ein HOBO Water Temp

Pro v2 (U22-001) Temperaturlogger verwendet (Onset Computer Corporation). Die Wassertemperatur wurde stündlich aufgezeichnet und anschließend die Tagesmittelwerte berechnet (vgl. SANTOS et al., 2002). Da die Nachweise von Fischen in den Zählbecken zur Auswertung von allen fünf FWHs des Untersuchungsgebiets addiert wurden, wurden für die Auswertung die Mittelwerte der Tagesmittelwerte der Wassertemperaturen aller fünf FWHs berechnet.

2. Änderung der Wassertemperatur

Zur Bestimmung der Änderung der Wassertemperatur wurde die Differenz der mittleren Wassertemperatur eines Tages zur mittleren Wassertemperatur des Vortags berechnet.

3. Abfluss

Der Abfluss der Iller in m^3/s wurde als Tagesmittelwert (vgl. SANTOS et al., 2002) der Station Kempten von der Homepage des Gewässerkundlichen Dienst Bayerns übernommen (www.gkd-bayern.de). Die Station Kempten ist die dem Untersuchungsgebiet nächste offizielle Messstation, die den Abfluss der Iller misst und befindet sich rund 17 Fkm stromauf der Illerstufe 4 (vgl. BENITEZ et al., 2015).

4. Änderung des Abflusses

Die Änderung des Abflusses wurde bestimmt, indem die Differenz des Tagesmittelwerts des Abflusses des betrachteten Tages zum Tagesmittelwert des Vortags berechnet wurde.

5. Schwebstoffgehalt

Der Schwebstoffgehalt der Iller wurde in g/m^3 von der Homepage des Gewässerkundlichen Dienst Bayerns als Tagesmittelwert für die Station Kempten übernommen (www.gkd-bayern.de). Die Station Kempten ist die dem Untersuchungsgebiet nächste offizielle Messstation, die den Schwebstoffgehalt der Iller misst (vgl. BENITEZ et al., 2015).

6. Änderung des Schwebstoffgehalts

Die Änderung des Schwebstoffgehalts wurde ermittelt, indem die Differenz des Tagesmittelwerts des Schwebstoffgehalts des betrachteten Tages zum Tagesmittelwert des Vortags berechnet wurde.

7. Tageslänge

Die Tageslänge in Stunden und Minuten wurde für Memmingen von der Homepage www.timeanddate.de übernommen. Dabei entsprechen die Tageslängen ungefähr dem in Tab. 8 dargestellten Datum.

Tabelle 8: Vergleich der Tageslänge mit dem Datum (+/- 1 Tag) während des Projektzeitraums.

Tageslänge (hh:mm), zunehmend	Datum (+/- 1 Tag)	Tageslänge (hh:mm), abnehmend	Datum (+/- 1 Tag)
08:22	21. Dezember	16:02	21. Juni
09:00	20. Januar	15:30	19. Juli
09:30	01. Februar	15:00	01. August
10:00	10. Februar	14:30	11. August
10:30	19. Februar	14:00	21. August
11:00	28. Februar	13:30	30. August
11:30	09. März	13:00	08. September
12:00	18. März	12:30	16. September
12:30	26. März	12:00	25. September
13:00	04. April	11:30	04. Oktober
13:30	12. April	11:00	13. Oktober
14:00	22. April	10:30	22. Oktober
14:30	01. Mai	10:00	31. Oktober
15:00	11. Mai	09:30	10. November
15:30	24. Mai	09:00	21. November
16:02	21. Juni	08:22	21. Dezember

8. Tag des Mondzyklus

Der Tag des Mondzyklus wurde ebenfalls von der Homepage www.timeanddate.de übernommen. Dabei wurde nach POISSON et al. (2010) der 13. bis 19. Tag des Mondzyklus als Vollmond eingeteilt, der 25. bis 6. Tag als Neumond. Die Zeiträume dazwischen wurden als zunehmender Mond (7. bis 12. Tag des Mondzyklus) bzw. abnehmender Mond (19. bis 24. Tag des Mondzyklus) klassifiziert.

9. Windgeschwindigkeit

Die Windgeschwindigkeit in m/s wurde als Tagesmittelwert der Station Lautrach von der Homepage des Gewässerkundlichen Dienst Bayerns übernommen (www.gkd-bayern.de).

10. Globalstrahlung

Die Globalstrahlung in W/m^2 wurde als Tageswert der Station Lautrach von der Homepage des Gewässerkundlichen Dienst Bayerns übernommen (www.gkd-bayern.de).

11. Luftdruck

Der Luftdruck in hPa wurde als Tagesmittelwert der Station Kempten von der Homepage des Gewässerkundlichen Dienst Bayerns übernommen (www.gkd-bayern.de).

12. Änderung des Luftdrucks

Die Änderung des Luftdrucks wurde ermittelt, indem die Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks des betreffenden Tages zum Tagesmittelwert des Vortags berechnet wurde.

13. Schwankungen des Erdmagnetfelds

Die Stärke des Erdmagnetfelds wurde als Totalintensität F in nT über die Homepage des Weltdatenzentrums www.wdc.bgs.ac.uk/dataportal/ als Stundenwerte der Station Fürstentfeldbruck bezogen. Anschließend wurden daraus die jeweiligen Tagesmittelwerte berechnet. Da die Stärke des Erdmagnetfelds in Mitteleuropa über die Zeit hinweg nahezu linear ansteigt, wurde in der Auswertung nur die Schwankung des Erdmagnetfelds betrachtet. Diese wurde bestimmt, indem die Differenz des Tagesmittelwerts der Stärke des Erdmagnetfelds des betreffenden Tages zum Tagesmittelwert des Vortags berechnet wurde.

14. Erderschütterungen

Erderschütterungen wurden als Magnitude M_L der Lokalbeben in Bayern und angrenzenden Gebiete von der Homepage www.erdbeben-in-bayern.de/ übernommen. Dabei wurde jeweils die maximale Amplitude eines Tages für die Auswertung verwendet. Allerdings sind die aufgenommenen Lokalbeben dadurch über ganz Bayern und angrenzende Gebiete verteilt und somit nicht immer in der direkten Umgebung des Untersuchungsgebiets.

4.4 Vorgehen bei der Auswertung der Datensätze

Bei allen statistischen Auswertungen wurden p -Werte kleiner als 0,05 als signifikant betrachtet, kleiner als 0,01 als hochsignifikant und kleiner als 0,001 als höchstsignifikant.

4.4.1 Auswertung der Elektrofischungen

Betrachtungen auf Artniveau

Die Fangergebnisse der Elektrofischungen der Zielfischarten des ISOBEL-Projekts Äsche, Bachforelle, Huchen, Barbe, Döbel und Nase sowie der Regenbogenforelle wurden auf Artniveau ausgewertet.

Um die Unterschiede der Fangzahlen aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult einer Art zwischen den befischten UWs und Projektjahren aufzuzeigen, wurden die Fangzahlen der Frühjahrs- und Herbstbefischung eines Jahres in der jeweiligen UW für die Jahre 2017, 2018 und 2019 addiert.

Die Entwicklung der Fangzahlen aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult einer Art wurde dargestellt, indem die prozentuale Veränderung der Fangzahlen zwischen der jeweils ersten (Herbstbefischung 2016) und letzten (Herbstbefischung 2019) Elektrobefischung einer Versuchsstrecke berechnet wurde.

Zur Bestimmung der Lebensraumpräferenzen unterschiedlicher Größen einer Art wurde der prozentuale Anteil von Individuen derselben Gesamtlänge am jeweiligen Gesamtfang der Art in den beiden betrachteten Gewässerkompartimenten UW und FWH berechnet. Dazu wurden zur besseren Vergleichbarkeit nur die Fangdaten der Frühjahrsbefischungen der UWs und FWHs verwendet, da in den FWHs keine Befischungen im Herbst durchgeführt wurden (Kap. 4.1.2).

Die Fangzahlen in den verschiedenen FWHs wurden zur besseren Vergleichbarkeit der FWHs untereinander als Anzahl nachgewiesener Individuen pro 100 m Befischungsstrecke berechnet.

Zudem wurde ein Teil der dargestellten Auswertungen auch für die weiteren gefangenen Arten zusammenfassend dargestellt.

Multivariate Auswertung: NMDS

Um die Unterschiede der Artenzusammensetzung zwischen den einzelnen UWs und FWHs zu analysieren, wurden die Fangzahlen der Frühjahrsbefischungen in den Jahren 2016, 2017 und 2018 für jede UW und FWH addiert und aus den sich daraus ergebenden Abundanzen Bray–Curtis similarities berechnet. Basierend auf der Bray-Curtis Resemblance Matrix, bei der die Ähnlichkeit zweier Probestellen mit Bray-Curtis Koeffizienten auf einer Skala von 0 (keine Ähnlichkeit) bis 1 (genau gleiche Arten-Abundanzen) dargestellt wird (BRAY & CURTIS, 1957), wurde eine nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) erstellt, um die Ergebnisse zu visualisieren. Sämtliche Auswertungen wurden mit dem Programm Past durchgeführt.

Diversität

Zur Bestimmung der Artendiversität in den Probestrecken wurden basierend auf den Fangzahlen der Elektrobefischungen die Shannon-Wiener Indizes berechnet (SHANNON & WEAVER, 1949). Zur Berechnung von signifikanten Unterschieden zwischen den Shannon-Wiener Indizes der verschiedenen Probestrecken wurde der Datensatz auf Normalverteilung (Shapiro-Wilk Test; SHAPIRO & WILK, 1965) und Homogenität der Varianzen (Levene Test; LEVENE, 1960) überprüft. Da sowohl eine Normalverteilung als auch Varianzhomogenität gegeben war (p jeweils $> 0,05$), wurden die Shannon-Wiener Indizes der einzelnen Probestrecken sowie aller UWs und FWHs mittels einer Analysis of Variances (ANOVA; GIRDEN, 1992) auf signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) untersucht und anschließend mittels des Tukey-HSD Tests (TUKEY & CLEVELAND, 1984) aufgezeigt, wo die signifikanten Unterschiede vorhanden sind. Sämtliche Auswertungen wurden mit dem Programm Past durchgeführt.

Anteil Individuen rheophiler Fischarten

Zur Bestimmung des Anteils der als rheophil eingestufteten Fischarten (fiBS Version 8.1.1; DUßLING, 2009; DUßLING et al., 2014), wurde der Anteil von Individuen der rheophilen Arten Äsche, Bachforelle, Bachschmerle, Barbe, Döbel, Elritze, Gründling, Huchen, Mühlkoppe, Nase, Rapfen, Rutte, Regenbogenforelle, Saibling und Schneider an der Gesamtzahl der während einer Elektrobefischung gefangenen Individuen berechnet. Da der sich daraus ergebende Datensatz nicht normalverteilt war (Shapiro-Wilk Test: $p < 0,05$), wurden die Anteile an rheophilen Fischen mit dem Kruskal-Wallis Test (KRUSKAL & WALLIS, 1952) auf signifikante Unterschiede überprüft. Anschließend wurde mit dem Mann-Whitney pairwise post-hoc Test (HAMMER, 2020) aufgezeigt, wo die signifikanten Unterschiede ($p < 0,05$) vorhanden sind. Die statistische Auswertung wurde mit dem Programm Past durchgeführt.

Berechnung des Ökologischen Potenzials für die Qualitätskomponente Fische

Die Berechnung des Ökologischen Potenzials für die Qualitätskomponente Fische mit dem fischbasierten Bewertungssystem fiBS (Version 8.1.1; DUßLING, 2009; DUßLING et al., 2014) wurde verwendet, um Änderungen der Fischbestände in den Versuchsstrecken über den Projektzeitraum hinweg zu beurteilen. Als Bewertungsgrundlage wurden jeweils die Elektrobefischungen im Herbst herangezogen (Kap. 4.1.1). Da dabei jedoch jeweils nur eine Elektrobefischung zur

Berechnung des Ökologischen Potenzials für die Qualitätskomponente Fische in fiBS verwendet wurde, stellt dies keine gültige Bewertung des Ökologischen Potenzials für die Qualitätskomponente Fische gemäß EG-WRRL und fiBS-Handbuch dar, für welche drei Elektrofischungen einer Strecke als Bewertungsgrundlage dienen (DUßLING, 2009; DUßLING et al., 2014).

4.4.2 Auswertung der Farbmarkierungen

Die Anteile der bei den Elektrofischungen in den FWHs und UWs markierten Fische, die bei Elektrofischungen in den FWHs und UWs sowie in den Zählbecken wiedergefangen wurden, wurden auf Artebene berechnet.

Über die Farbmarkierungen in den Zählbecken wurde die Anzahl an Individuen verschiedener Fischarten dokumentiert, die erneut in Zählbecken nachgewiesen wurden. Daraus wurden auf Artebene die Anteile markierter Individuen berechnet, die über zwei, drei oder vier FWHs hinweg aufgestiegen sind oder im gleichen Zählbecken erneut gefangen wurden.

Um die Anteile der in den Zählbecken markierten Fische, die im jeweils stromaufliegenden Zählbecken wiedergefangen wurden, zu berechnen, wurden nur Flussbarsche ausgewertet, die Fischart mit der höchsten Anzahl an Wiederfängen von in Zählbecken markierten Fischen. Ein Vergleich aller markierten Fische war hierbei durch unterschiedliche Artenzusammensetzungen in den betrachteten Zählbecken nicht möglich. Da verschiedene Fischarten ein unterschiedliches Verhalten bezüglich der Wanderdistanz zeigen (JUNGWIRTH et al., 2003), wäre hierdurch die Vergleichbarkeit zwischen den Zählbecken eingeschränkt worden.

4.4.3 Auswertung des Wandermonitorings durch die FWHs

Überblick und multivariate Betrachtungen

Da juvenile und adulte Individuen einer Art ein anderes Wanderverhalten zeigen (BENITEZ et al., 2005; WIESNER et al., 2007), wurden die Altersklassen juvenil und adult für alle Arten, die eine Gesamtlänge über 20 cm erreichen, jeweils separat ausgewertet. Für die Kleinfischarten Bachschmerle, Bitterling, Gründling, Laube und

Mühlkoppe wurde keine Unterteilung in die Altersklassen juvenil und adult vorgenommen. Die Auswertungen erfolgten jeweils mit den über alle fünf Zählbecken pro Kontrolle addierten Individuenzahlen, um durch höhere Individuenzahlen zu belastbareren statistischen Ergebnissen zu gelangen.

Die Ähnlichkeiten des zeitlichen Musters des Aufstiegsverhaltens der vorkommenden Fischarten und -altersklassen wurden mittels Bray-Curtis similarities berechnet. Basierend auf der Bray-Curtis Resemblance Matrix, bei der die Ähnlichkeit zweier Gruppen mit Bray-Curtis Koeffizienten auf einer Skala von 0 (keine Ähnlichkeit) bis 1 (genau gleiches zeitliches Muster des Aufstiegsverhaltens) dargestellt wird (BRAY & CURTIS, 1957), wurde ein Dendrogramm erstellt, um die Ergebnisse zu visualisieren. Die Erstellung des Dendrogramms erfolgte mittels eines UPGMA-Algorithmus (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic mean). Zusätzlich wurden die Ergebnisse in einer nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) visualisiert. Mit einem minimalen Spannbaum („minimum spanning tree“) wurden die jeweils bezüglich des zeitlichen Musters des Aufstiegsverhaltens ähnlichsten Fischarten- und Altersklassen miteinander verbunden. Alle Analysen erfolgten mit dem Programm Past.

Mit einer BEST (BIO-ENV) Analyse (CLARKE & AINSWORTH, 1993; CLARKE & GORLEY, 2015) wurden die betrachteten abiotischen Umweltfaktoren bestimmt, welche im Gesamtdatensatz die höchste Auswirkung auf das zeitliche Muster der Arten- und Altersklassenzusammensetzung der in den Zählbecken nachgewiesenen Fischen (Individuen/Kontrolle) hatten. Die BEST (BIO-ENV) Analyse wurde mit dem Programm Primer-e (Plymouth Routines in Multivariate Ecology Research) durchgeführt.

Auswertung des Wanderverhaltens auf Artebene

Alle Arten, die mit Individuenzahlen über 200 Individuen in den Zählbecken dokumentiert wurden, wurden auf Artebene betrachtet. Die Festlegung auf 200 Individuen erfolgte dabei, um den Umfang der vorliegenden Arbeit in einem vertretbaren Maß zu halten. Des Weiteren wurden die gewässertypischen und für die Iller charakteristischen Arten Huchen, Nase und Mühlkoppe (vgl. Kap. 3.1) ebenfalls auf Artniveau betrachtet. Dreistachlige Stichlinge wurden dabei nicht auf Artebene ausgewertet, da diese sich in sehr hohen Individuenzahlen häufig unmittelbar oberhalb der Zählbecken aufhielten und Nachweise von Dreistachligen Stichlingen in den

Zählbecken mutmaßlich keine Aufstiege darstellen, sondern zufällig von Oberstrom her in die Zählbecken gedriftete Individuen.

Die Längenverteilung wurde bestimmt, indem der Anteil von Individuen derselben Länge an der Gesamtindividuenzahl der jeweiligen Art in den Zählbecken berechnet wurde.

Die abiotischen Umweltfaktoren, die gemäß der BEST (BIO-ENV) Analyse den größten Einfluss auf das zeitliche Muster der Arten- und Altersklassenzusammensetzung der in den Zählbecken nachgewiesenen Fische (Individuen/Kontrolle) hatten, wurden für jede Art separat detailliert ausgewertet. Dazu wurden die Umweltfaktoren in Klassen eingeteilt (vgl. SLAVÍK & BARTOŠ, 2002; HORKÝ et al., 2006; PRCHALOVÁ et al., 2006 b; SLAVÍK et al., 2009; BLEISCH et al., 2014). Anschließend wurde für jede Klasse die mittlere Anzahl der je Kontrolle summiert in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen der betrachteten Fischart und Altersklasse berechnet (vgl. SLAVÍK & BARTOŠ, 2002; SLAVÍK et al., 2009).

Zur Identifikation der abiotischen Einflussfaktoren auf das zeitliche Muster der Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen auf Art- und Altersklassenebene, wurden Generalisierte Lineare Modelle (GLMs) verwendet (vgl. SLAVÍK & BARTOŠ, 2002; SVENDSEN et al., 2004; PRCHALOVÁ et al., 2006 b; SLAVÍK et al., 2009; O'HARA & KOTZE, 2010; PASQUAUD et al., 2015). Dazu wurden jeweils die Werte aller betrachteten abiotischen Umweltfaktoren standardisiert (KIM & FERREE, 1981; SANTOS et al., 2002), um die Schätzwerte besser vergleichen zu können. Den GLMs wurde eine Poisson-Verteilung zugrunde gelegt. Außer der Standardisierung wurden die Daten nicht transformiert (O'HARA & KOTZE, 2010). Das initiale Generalisierte Lineare Modell (GLM) wurde anschließend mittels des Akaike-Informationskriteriums (AIC) mit der Funktion *step.aic* reduziert (SAKOMOTO et al., 1986; NAKAYAMA et al., 2018; RIPLEY et al., 2019). Dabei wurde eine Kombination aus Vorwärts- und Rückwärtsselektion („*both*“) verwendet (RIPLEY et al., 2019). Anschließend wurde solange jeweils die nicht signifikante ($p > 0,05$) Einflussvariable mit dem höchsten p-Wert manuell aus dem GLM entfernt, bis nur noch signifikante Einflussvariablen vorhanden waren. Die Standardisierung der Daten und Berechnung sowie Reduzierung der GLMs wurden mit dem Programm RStudio und dem Package 'MASS' (RIPLEY et al., 2019) durchgeführt.

Für jede Art und Altersklasse wurden die Umweltfaktoren detailliert ausgewertet, die nach der Reduzierung in den GLMs verblieben sind. Dabei wurde ebenso, wie bei der BEST (BIO-ENV) Analyse beschrieben, vorgegangen. Die Umweltfaktoren, die bereits detailliert ausgewertet wurden, weil sie gemäß der BEST (BIO-ENV) Analyse den größten Einfluss auf das zeitliche Muster der Arten- und Altersklassenzusammensetzung der je Kontrolle in den Zählbecken nachgewiesenen Fischen (Individuen/Kontrolle) hatten, wurden nicht erneut grafisch dargestellt.

Für sämtliche Auswertungen, außer der Längenverteilung, wurde der Datensatz vom 01.04.2017 bis 31.12.2019 verwendet, da in diesem Zeitraum die Kontrolle der Zählbecken bis auf wenige Ausnahmen in den aufstiegsarmen Wintermonaten und dem Zeitraum vom 15.08.2018 bis 08.09.2018 täglich stattfand.

Folglich setzt sich jedes Artenkapitel der Ergebnisse des Wandermonitorings durch die FWHs folgend zusammen:

- Längenverteilung
- Detaillierte Auswertung der Umweltfaktoren, die gemäß der BEST (BIO-ENV) Analyse den größten Einfluss auf das zeitliche Muster der Arten- und Altersklassenzusammensetzung der in den Zählbecken nachgewiesenen Fische (Individuen/Kontrolle) hatten.
- GLM für juvenile Individuen.
- Detaillierte Auswertung der im GLM nach dessen Reduzierung verbliebenen Umweltfaktoren für juvenile Individuen.
- GLM für adulte Individuen.
- Detaillierte Auswertung der im GLM nach dessen Reduzierung verbliebenen Umweltfaktoren für adulte Individuen.

5. Ergebnisse

5.1 Ergebnisse der Elektrofischungen und des Laichmonitorings

Tabelle 9: Übersicht über die bei Elektrofischungen im Hauptfluss (Befischungsstrecken UW4, UW5, UW6, UW7 und UW8) und den Fischwanderhilfen (Befischungsstrecken FWH4, FWH5, FWH6, FWH7 und FWH8) sowie in den Zählbecken der Fischwanderhilfen nachgewiesenen Fischarten. „X“ = Fischart wurde nachgewiesen, „---“ = Fischart wurde nicht nachgewiesen.

Art		Nachweis bei Elektrofischungen		Nachweis in den Zählbecken der Fischwanderhilfen
		Hauptfluss	Fischwanderhilfen	
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	X	---	---
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	X	X	X
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	X	X	X
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	X	X	X
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	X	X	X
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	X	X	X
Brachse	<i>Abramis brama</i>	X	---	X
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>	X	X	X
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	X	X	X
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	X	X	X
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	X	X	X
Goldfisch	<i>Carassius gibelio auratus</i>	---	---	X
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	X	X	X
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	---	---	X
Hecht	<i>Esox lucius</i>	X	X	X
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	X	X	X
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	X	---	X
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	---	---	X
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	X	X	X
Mühlkoppe	<i>Cottus gobio</i>	X	X	X
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	X	X	X
Rapfen	<i>Leuciscus aspius</i>	X	---	X
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	X	X	X
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	X	X	X
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	X	X	X
Rutten	<i>Lota lota</i>	X	X	X
Saibling	<i>Salvelinus sp.</i>	X	X	X
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	X	X	X
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	X	X	X
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	----	----	X
Wels	<i>Silurus glanis</i>	X	---	---
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	---	---	X
Artenzahl gesamt		27	22	30

Tabelle 10: Überblick über die Individuenzahlen der summiert bei allen Elektrobefischungen im Hauptfluss (Befischungsstrecken UW4, UW5, UW6, UW7 und UW8, 35 Befischungen) und in den Fischwanderhilfen (Befischungsstrecken FWH4, FWH5, FWH6, FWH7 und FWH8, 20 Befischungen) nachgewiesenen Fischarten. Zahlen in Klammern geben Schätzwerte der Anzahl an betäubten, aber nicht entnommenen, Individuen wieder.

Art		Anzahl Individuen	
		juvenil & adult	0+
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	5	---
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	2.538	9.887
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	323	447
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	(59.584)	
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	5.164	2.802 (3.302)
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	11.925 (44.076)	
Brachse	<i>Abramis brama</i>	14	35
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>	9.936	12.764 (35.449)
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	24.377 (36.604)	
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	4	
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	455	23
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	9.487 (17.177)	
Hecht	<i>Esox lucius</i>	32	157
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	44	37
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	26	21
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	9.414 (16.041)	
Mühlkoppe	<i>Cottus gobio</i>	2.294	
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	110	278 (1.465)
Rapfen	<i>Leuciscus aspius</i>	11	0
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	491	135
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	26	19
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	22	7
Rutte	<i>Lota lota</i>	20	23
Saibling	<i>Salvelinus sp.</i>	3	0
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	787	157
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	1.644 (2.453)	
Wels	<i>Silurus glanis</i>	1	1
Gesamt		165.530 (249.406)	

Bei den Elektrobefischungen in den UWs des Untersuchungsgebiets wurden 27 Fischarten nachgewiesen, in den FWHs 22 Fischarten (Tab. 9). Die häufigsten Arten waren dabei Äsche, Barbe, Bachschmerle, Bitterling, Döbel, Dreistachliger Stichling, Gründling und Laube (Tab. 10). Aal (*Anguilla anguilla*), Brachse (*Abramis brama*), Karpfen (*Cyprinus carpio*), Rapfen (*Leuciscus aspius*) und Saibling (*Salvelinus sp.*) wurden nur vereinzelt nachgewiesen. In den folgenden Kapiteln folgt eine detaillierte Auswertung der Fangergebnisse der Zielfischarten des ISOBEL-Projekts Äsche, Bachforelle, Huchen, Barbe, Döbel und Nase sowie der Regenbogenforelle als fischereilich wichtige und sich mutmaßlich selbst in der Iller reproduzierende Art und weiteren Arten.

5.1.1 Äsche

Vergleich der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

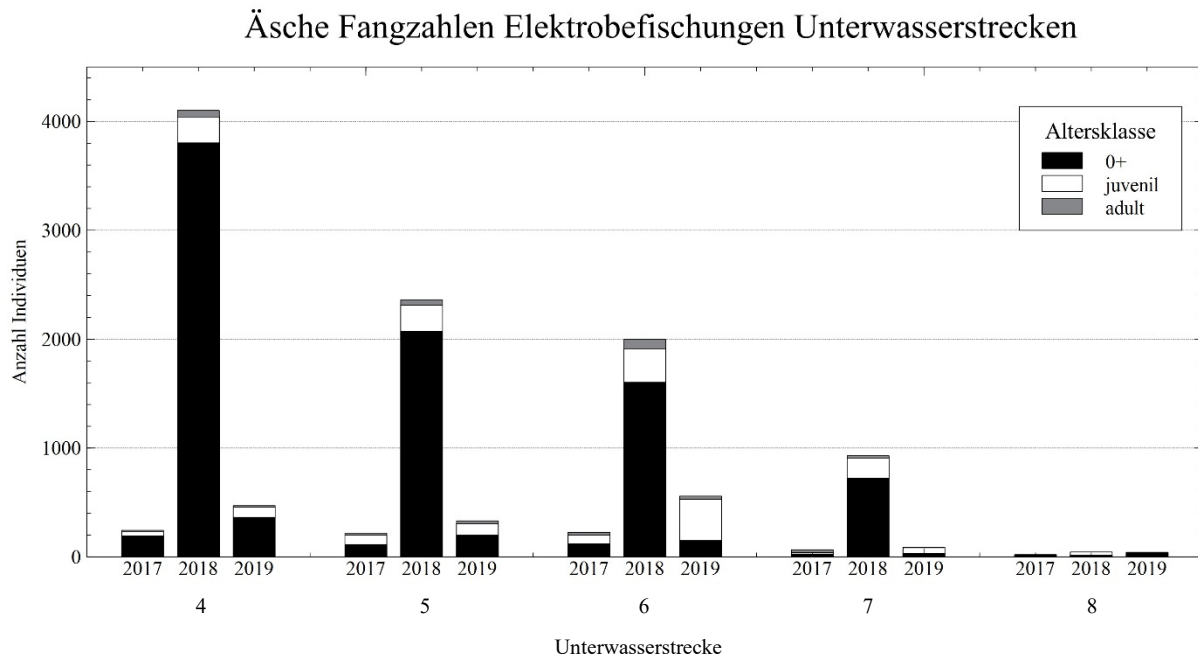


Abbildung 44: Fangzahlen der Äsche bei den Elektrobefischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019. Es wurden jeweils die Fangergebnisse einer Befischung im Frühjahr und einer Befischung im Herbst summiert. Bei jeder Befischung wurden beide Ufer stromauf und die Flussmitte stromab auf einer Länge von 1.500 m unterhalb der Kraftwerke befischt.

2017 wurden bei den Elektrobefischungen in allen UWs Äschen in allen Altersklassen gefangen, wenn auch in der UW7 und UW8 nur in geringer Stückzahl (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, 2017: UW4: 0+: 193 Individuen, juvenil: 37 Individuen, adult: 14 Individuen; UW5: 0+: 113 Individuen, juvenil: 86 Individuen, adult: 20 Individuen; UW6: 0+: 119 Individuen, juvenil: 80 Individuen, adult: 27 Individuen; UW7: 0+: 26 Individuen, juvenil: 14 Individuen, adult: 26 Individuen; UW8: 0+: 14 Individuen, juvenil: 3 Individuen, adult: 4 Individuen). Im Jahr 2018 stiegen in der UW4, UW5, UW6 und UW7 die Fangzahlen der Altersklassen 0+ und juvenil im Vergleich zum Vorjahr an. In der UW8 blieb dagegen 2018 die Fangzahl der Altersklasse 0+ im Vergleich zu 2017 weitgehend konstant, die der Altersklasse juvenil nahm dagegen deutlich zu (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, 2018: UW4: 0+: 3.803 Individuen, juvenil: 238 Individuen, adult: 60 Individuen; UW5: 0+: 2.073 Individuen, juvenil: 240 Individuen,

adult: 49 Individuen; UW6: 0+: 1.603 Individuen, juvenil: 305 Individuen, adult: 90 Individuen; UW7: 0+: 723 Individuen, juvenil: 185 Individuen, adult: 21 Individuen; UW8: 0+: 15 Individuen, juvenil: 29 Individuen, adult: 1 Individuum). 2019 wurden in allen UWs wieder niedrigere Fangzahlen der Äsche dokumentiert, lediglich in der UW6 wurden in der Altersklasse juvenil 2019 mehr Individuen als 2018 nachgewiesen (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, 2019: UW4: 0+: 364 Individuen, juvenil: 92 Individuen, adult: 15 Individuen; UW5: 0+: 200 Individuen, juvenil: 105 Individuen, adult: 26 Individuen; UW6: 0+: 150 Individuen, juvenil: 380 Individuen, adult: 28 Individuen; UW7: 0+: 33 Individuen, juvenil: 51 Individuen, adult: 5 Individuen; UW8: 0+: 36 Individuen, juvenil: 5 Individuen, adult: 1 Individuum; Abb. 44).

Entwicklung der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

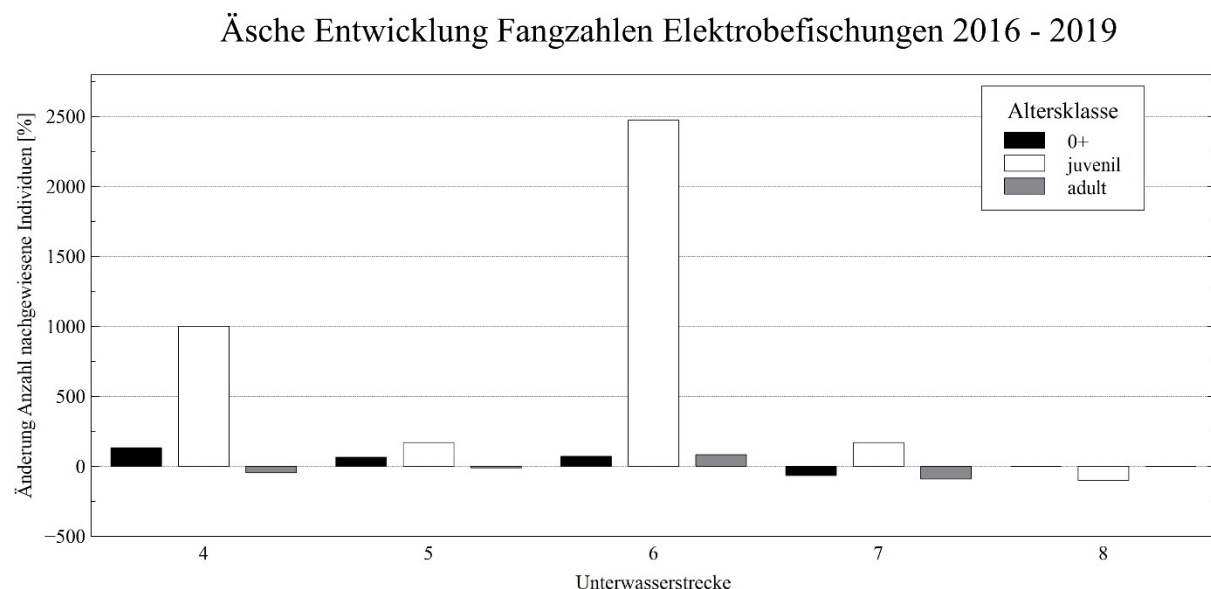


Abbildung 45: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen der Äsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.

Im Vergleich der Herbstbefischung 2019 mit der Herbstbefischung 2016 nahm in der UW4 die Anzahl der nachgewiesenen Äschen der Altersklassen 0+ und juvenil zu, die der Altersklasse adult dagegen ab (+133,0 %; +1.000,0 %; -46,2 %). In der UW5 nahmen die Fangzahlen der Altersklassen 0+ und juvenil leicht zu (+65,2 %;

+170,4 %), in der UW6 die der Altersklasse juvenil deutlich (+2.472,7 %). Die Anzahl der während der Elektrofischung im Herbst 2019 nachgewiesenen Individuen der Altersklassen 0+ und adult nahmen in der UW7 im Vergleich zur Herbstbefischung 2016 ab, die der Altersklasse juvenil zu (-65,8 %; -90,0 %; +83,3 %). In der UW8 wurden bei den Elektrofischungen im Herbst 2016 und 2019 keine Äschen der Altersklassen 0+ und adult nachgewiesen, weshalb auch keine Zu- oder Abnahme der Individuenzahlen aufgezeigt werden konnten. In der Altersklasse juvenil wurde dagegen eine Abnahme der nachgewiesenen Individuenzahl zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 dokumentiert (-100,0 %; Abb. 45).

Längenverteilung

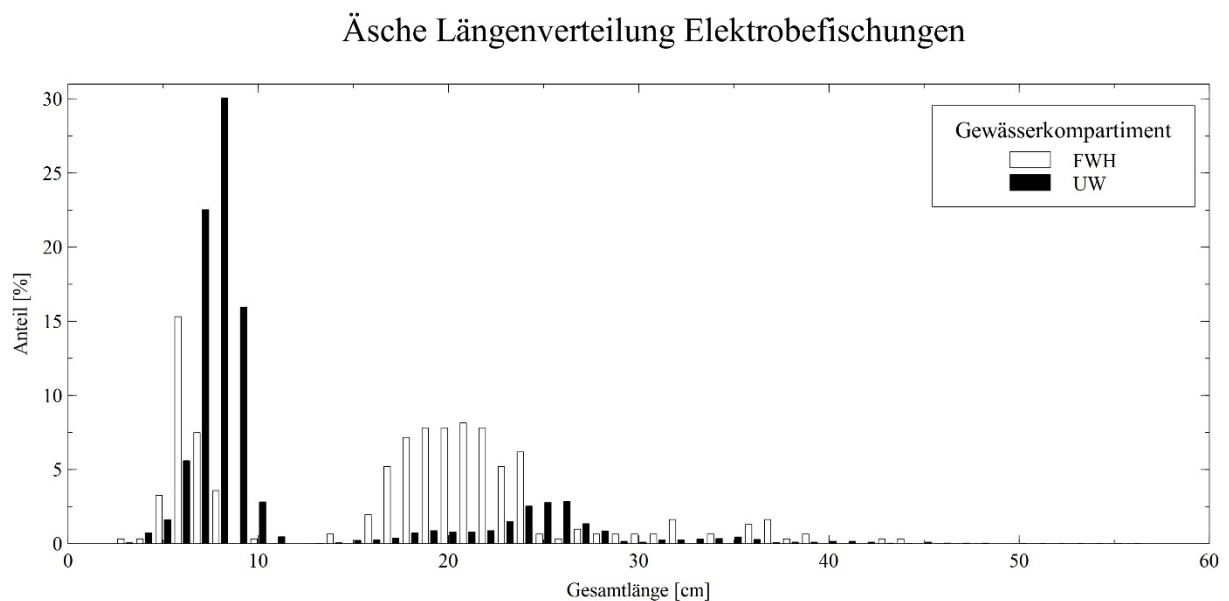


Abbildung 46: Längenverteilung der Äsche bei Elektrofischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW). Es wurden jeweils die Daten einer Frühjahrsbefischung pro Jahr in den Unterwasserstrecken und Fischwanderhilfen der Illerstufen 4 bis 8 aus den Jahren 2017 bis 2019 addiert und der Anteil von Individuen mit gleicher Gesamtlänge separat am Gesamtfang in den Unterwasserstrecken bzw. Fischwanderhilfen berechnet. Gesamtindividuenzahl in den Unterwasserstrecken: 4.987 Individuen, Gesamtindividuenzahl in den Fischwanderhilfen: 307 Individuen.

In den UWs wurde der größte Anteil der dokumentierten Äschen (Gesamtfang: 4.987 Individuen) von Individuen der Altersklasse 0+ mit Gesamtlängen von 7 bis 9 cm gebildet (15,9 bis 30,1 % Anteil), gefolgt von Individuen der Altersklasse juvenil mit Gesamtlängen von 24 bis 26 cm (2,5 bis 2,8 % Anteil). Bei den Bestandsaufnahmen

in den FWHs (Gesamtumfang: 307 Individuen) wurden Individuen der Altersklasse 0+ in einem im Vergleich zu den UWs geringeren Anteil dokumentiert. Dagegen wurden in den FWHs Äschen der Altersklasse juvenil mit Gesamtlängen von 17 bis 24 cm in höheren Anteilen als in den UWs nachgewiesen (5,2 bis 8,1 %; Abb. 46).

Vergleich der Fangzahlen in den Fischwanderhilfen

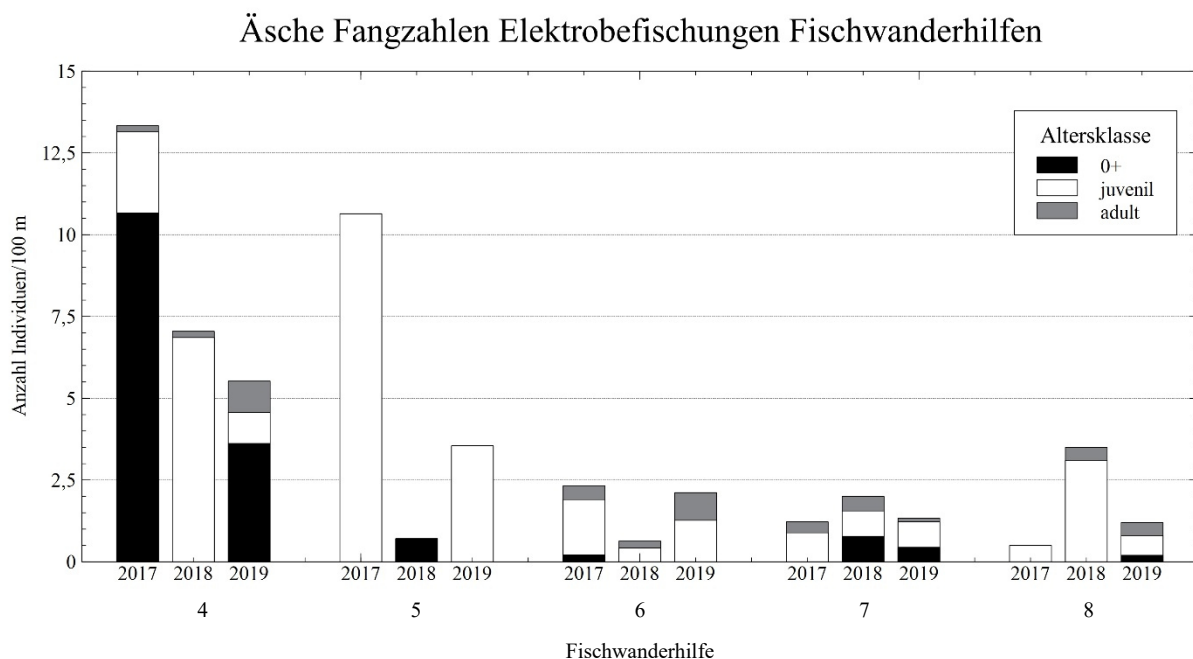


Abbildung 47: Fangzahlen der Äsche in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult.

Die höchsten Individuenzahlen von Äschen der Altersklasse 0+ pro 100 m Befischungsstrecke wurden 2017 und 2019 in der FWH 4 dokumentiert, 2018 wurden keine Äschen der Altersklasse 0+ in der FWH4 nachgewiesen. Auch in der FWH5, FWH6, FWH7 und FWH8 wurden Äschen der Altersklasse 0+ gefangen, jedoch in keiner FWH in allen Jahren (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse 0+: FWH4: 2017: 10,7; 2018: 0,0; 2019: 3,6; FWH5: 2017: 0,0; 2018: 0,7; 2019: 0,0; FWH6: 2017: 0,2; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH7: 2017: 0,0; 2018: 0,8; 2019: 0,4; FWH8: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,2). Äschen der Altersklasse juvenil wurden in allen FWHs in allen Jahren dokumentiert, außer 2018 in der FWH5. Die höchsten Individuenzahlen je 100 m Befischungsstrecke wurden dabei 2017 und 2019 in der FWH5 aufgezeigt

sowie 2018 in der FWH4 und FWH8 (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse juvenil: FWH4: 2017: 2,5; 2018: 6,9; 2019: 1,0; FWH5: 2017: 10,7; 2018: 0,0; 2019: 3,5; FWH6: 2017: 1,7; 2018: 0,4; 2019: 1,3; FWH7: 2017: 0,9; 2018: 0,8; 2019: 0,8; FWH8: 2017: 0,5; 2018: 3,1; 2019: 0,6). In der FWH5 sowie 2017 in der FWH8 wurden keine adulten Äschen nachgewiesen. Bei allen anderen Befischungen der FWHs wurden adulte Äschen dokumentiert. Die höchsten Individuenzahlen je 100 m Befischungsstrecke wurden 2019 in der FWH4 und FWH6 aufgezeigt (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse adult: FWH4: 2017: 0,2; 2018: 0,2; 2019: 1,0; FWH5: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH6: 2017: 0,4; 2018: 0,2; 2019: 0,8; FWH7: 2017: 0,3; 2018: 0,4; 2019: 0,1; FWH8: 2017: 0,0; 2018: 0,4; 2019: 0,4; Abb. 47).

Laichmonitoring

Es wurde während des Laichmonitorings kein Nachweis laichender Äschen in den FWHs erbracht, ebenso nicht an der Mündung der Rohrach in der UW5.

5.1.2 Bachforelle

Vergleich der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

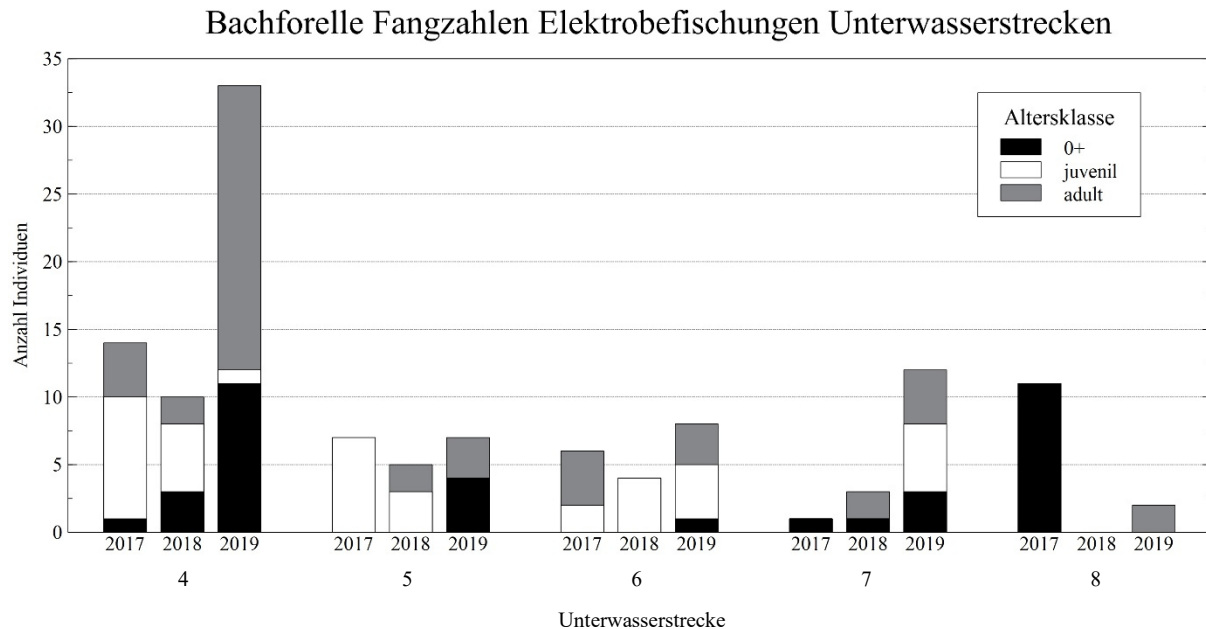


Abbildung 48: Fangzahlen der Bachforelle bei den Elektrofischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019. Es wurden jeweils die Fangergebnisse einer Befischung im Frühjahr und einer Befischung im Herbst summiert. Bei jeder Befischung wurden beide Ufer stromauf und die Flussmitte stromab auf einer Länge von 1.500 m unterhalb der Kraftwerke befischt.

In der UW4 wurden bei Elektrofischungen sowohl 2017, 2018 als auch 2019 alle Altersklassen der Bachforelle nachgewiesen (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW4: 2017: 0+: 1 Individuum, juvenil: 9 Individuen, adult: 4 Individuen; 2018: 0+: 3 Individuen, juvenil: 5 Individuen, adult: 2 Individuen; 2019: 0+: 11 Individuen, juvenil: 1 Individuum, adult: 21 Individuen). In der UW5 wurden 2017 nur juvenile Bachforellen dokumentiert (7 Individuen), 2018 juvenile und adulte (juvenil: 3 Individuen, adult: 2 Individuen). 2019 wurden in der UW5 ausschließlich Bachforellen der Altersklassen 0+ (4 Individuen) und adult (3 Individuen) dokumentiert. In der UW6 wurden nur 2019 Bachforellen aller drei Altersklassen gefangen (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW6: 2017: 0+: 0 Individuen, juvenil: 2 Individuen, adult: 4 Individuen; 2018: 0+: 0 Individuen, juvenil: 4 Individuen, adult: 0 Individuen; 2019: 0+: 1 Individuum, juvenil: 4 Individuen, adult: 3 Individuen). Auch in der UW7 wiesen die

Fangzahlen während den Elektrobefischungen 2017 und 2018 Lücken in einzelnen Altersklassen auf, 2019 wurden alle Altersklassen nachgewiesen (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW7: 2017: 0+: 1 Individuum, juvenil: 0 Individuen, adult: 0 Individuen; 2018: 0+: 1 Individuum, juvenil: 0 Individuen, adult: 2 Individuen; 2019: 0+: 3 Individuen, juvenil: 5 Individuen, adult: 4 Individuen). In der UW8 wurden 2017 11 juvenile Bachforellen dokumentiert, 2019 2 adulte. 2018 wurden keine Bachforellen in der UW8 nachgewiesen (Abb. 48).

Entwicklung der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

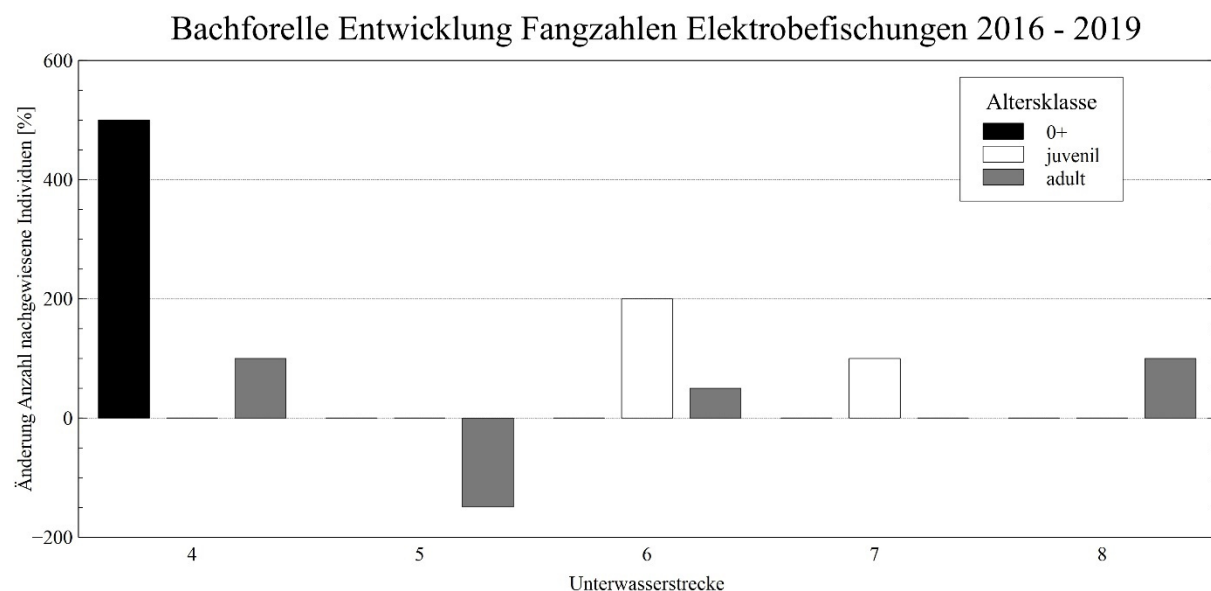


Abbildung 49: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen der Bachforelle, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.

In der UW4 wurden bei der Elektrobefischung im Herbst 2019 deutlich höhere Individuenzahlen von Bachforellen der Altersklasse 0+ dokumentiert als bei der Elektrobefischung im Herbst 2016 (+500 % Zunahme), dagegen blieb die Anzahl an nachgewiesenen Bachforellen der Altersklasse 0+ in den restlichen UWs konstant. Während die Fangzahlen der Altersklasse juvenil in der UW4, UW5 und UW8 zwischen den Elektrobefischungen im Herbst 2016 und 2019 unverändert blieben, wurden in der UW6 und UW7 Zunahmen der Fangzahlen aufgezeigt (UW6: +200 % Zunahme; UW7: +100 % Zunahme). Für die Altersklasse adult wurde in der UW4, UW6 und UW8 eine

Zunahme der Fangzahlen zwischen den Elektrobefischungen im Herbst 2016 und 2019 belegt (UW4: +100 % Zunahme; UW6: +50 % Zunahme; UW8: +100 % Zunahme), in der UW5 dagegen eine Abnahme um -149,25 %. Die Anzahl dokumentierter Individuen von Bachforellen der Altersklasse adult in der UW7 blieb zwischen den Elektrobefischungen im Herbst 2016 und 2019 konstant (Abb. 49).

Längenverteilung

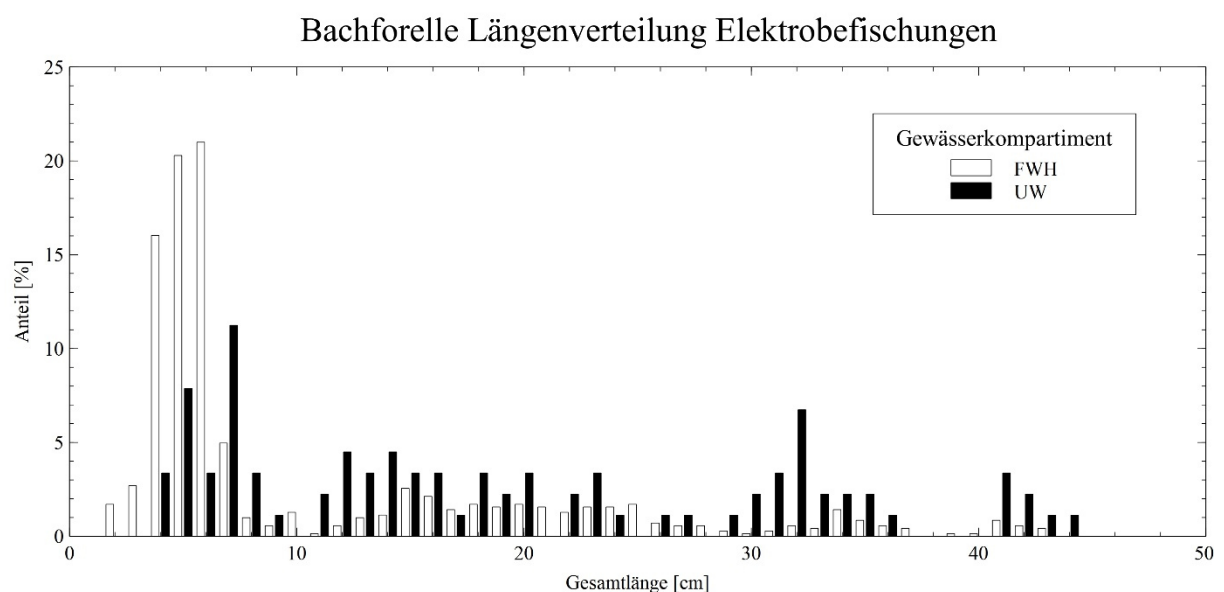


Abbildung 50: Längenverteilung der Bachforelle bei Elektrobefischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW). Es wurden jeweils die Daten einer Frühjahrsbefischung pro Jahr in den Unterwasserstrecken und Fischwanderhilfen der Illerstufen 4 bis 8 aus den Jahren 2017 bis 2019 addiert und der Anteil von Individuen mit gleicher Gesamtlänge separat am Gesamtfang in den Unterwasserstrecken bzw. Fischwanderhilfen berechnet. Gesamtindividuenzahl in den Unterwasserstrecken: 89 Individuen. Gesamtindividuenzahl in den Fischwanderhilfen: 705 Individuen.

Bachforellen mit 5 und 6 cm Gesamtlänge wurden in den höchsten Anteilen am Gesamtfang der Bachforelle bei den Frühjahrs-Elektrobefischungen in den FWHs nachgewiesen (20,3 bzw. 21,0 % Anteil), in den UWs Bachforellen mit einer Gesamtlänge von 5 und 7 cm (7,9 bzw. 11,2 % Anteil). In den UWs wurden höhere Anteile von Bachforellen mit einer Gesamtlänge über 11 cm als in den FWHs dokumentiert, besonders bei größeren Individuen ab einer Gesamtlänge von 30 cm (Abb. 50).

Vergleich der Fangzahlen in den Fischwanderhilfen

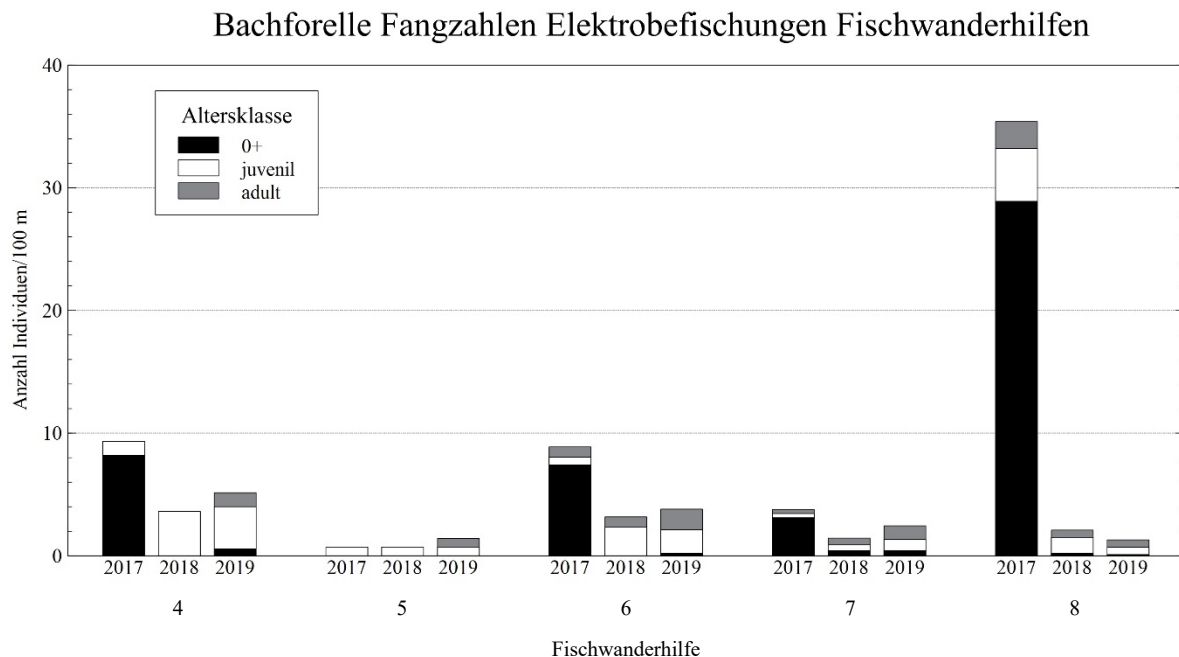


Abbildung 51: Fangzahlen der Bachforelle in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult.

2017 wurden in allen FWHs außer der FWH5 Bachforellen der Altersklasse 0+ dokumentiert, mit der höchsten Individuenzahl pro 100 m Befischungsstrecke in der FWH8. Bachforellen der Altersklasse 0+ wurden 2018 in der FWH7 und FWH8 nachgewiesen, 2019 ebenfalls in allen FWHs außer der FWH5 (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse 0+: FWH4: 2017: 8,2; 2018: 0,0; 2019: 0,6; FWH5: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH6: 2017: 7,4; 2018: 0,0; 2019: 0,2; FWH7: 2017: 3,1; 2018: 0,4; 2019: 0,4; FWH8: 2017: 28,9; 2018: 0,2; 2019: 0,1). Juvenile Bachforellen wurden in allen FWHs in allen Jahren dokumentiert. Die höchsten Individuenzahlen pro 100 m Befischungsstrecke wurden 2018 und 2019 in der FWH4 und 2017 in der FWH8 aufgezeigt (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse juvenil: FWH4: 2017: 1,1; 2018: 3,6; 2019: 3,5; FWH5: 2017: 0,7; 2018: 0,7; 2019: 0,7; FWH6: 2017: 0,6; 2018: 2,3; 2019: 1,9; FWH7: 2017: 0,3; 2018: 0,4; 2019: 0,8; FWH8: 2017: 4,3; 2018: 1,3; 2019: 0,6). Adulte Bachforellen wurden in der FWH6, FWH7 und FWH8 in allen Jahren dokumentiert, in der FWH4 und FWH5 dagegen nur 2019. Die höchste Individuenzahl je 100 m Befischungsstrecke von adulten Bachforellen wurde 2017 in der FWH8 nachgewiesen (Individuen/100 m

Befischungsstrecke der Altersklasse adult: FWH4: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 1,1; FWH5: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,7; FWH6: 2017: 0,8; 2018: 0,8; 2019: 1,7; FWH7: 2017: 0,3; 2018: 0,6; 2019: 1,1; FWH8: 2017: 2,2; 2018: 0,6; 2019: 0,6; Abb. 51).

Laichmonitoring

Im November 2015 wurden 21 Laichgruben von Bachforellen in der FWH7 dokumentiert und 4 in der FWH8. 2016 wurden ebenfalls im November 25 Laichgruben von Bachforellen in der FWH7 kartiert, 2017 7. 2018 und 2019 wurden keine Laichgruben von Bachforellen in den FWHs nachgewiesen (Tab. 11).

Tabelle 11: Übersicht über die während des Laichmonitorings in den Fischwanderhilfen dokumentierten Laichaktivitäten der Bachforelle.

Datum	FWH	Ereignis
10.11.2015 - 30.11.2015	7	21 Laichgruben, überwiegend mit laichenden Fischen.
10.11.2015 - 30.11.2015	8	4 Laichgruben, überwiegend mit laichenden Fischen.
28.11.2016	7	25 Laichgruben, überwiegend mit laichenden Fischen.
27.11.2017	7	7 Laichgruben, überwiegend mit laichenden Fischen.

5.1.3 Huchen

Vergleich der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

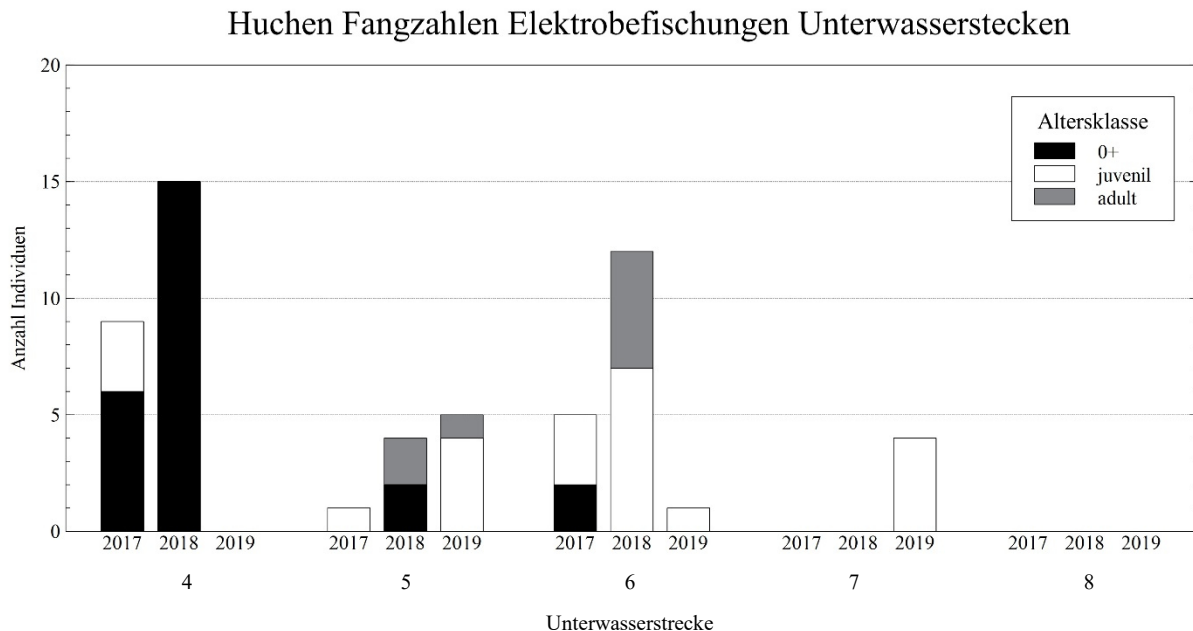


Abbildung 52: Fangzahlen des Huchens bei den Elektrofischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019. Es wurden jeweils die Fangergebnisse einer Befischung im Frühjahr und einer Befischung im Herbst summiert. Bei jeder Befischung wurden beide Ufer stromauf und die Flussmitte stromab auf einer Länge von 1.500 m unterhalb der Kraftwerke befischt.

Huchen der Altersklasse 0+ wurden 2017 und 2018 in der UW4 zahlreich nachgewiesen, juvenile Huchen nur 2017 und adulte weder 2017, 2018 noch 2019 (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW4: 2017: 0+: 6 Individuen, juvenil: 3 Individuen, adult: 0 Individuen; 2018: 0+: 15 Individuen, juvenil: 0 Individuen, adult: 0 Individuen; 2019: 0+: 0 Individuen, juvenil: 0 Individuen, adult: 0 Individuen). In der UW5 wurden 2017, 2018 und 2019 Huchen dokumentiert, Individuen der Altersklasse 0+ dabei nur 2018. Adulte Huchen wurden in der UW5 sowohl 2018 als auch 2019 nachgewiesen, juvenile 2017 und 2019 (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW5: 2017: 0+: 0 Individuen, juvenil: 1 Individuum, adult: 0 Individuen; 2018: 0+: 2 Individuen, juvenil: 0 Individuen, adult: 2 Individuen; 2019: 0+: 0 Individuen, juvenil: 4 Individuen, adult: 1 Individuum). Huchen der Altersklasse juvenil wurden in der UW6 in jedem Jahr dokumentiert, adulte nur 2018 und Huchen der Altersklasse 0+ nur 2017 (jeweils Summe der Fangzahlen

einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW6: 2017: 0+: 2 Individuen, juvenil: 3 Individuen, adult: 0 Individuen; 2018: 0+: 0 Individuen, juvenil: 7 Individuen, adult: 5 Individuen; 2019: 0+: 0 Individuen, juvenil: 1 Individuum, adult: 0 Individuen). In der UW7 wurden nur 2019 4 juvenile Huchen nachgewiesen, in der UW8 wurden dagegen sowohl 2017, 2018 als auch 2019 keine Huchen dokumentiert (Abb. 52).

Entwicklung der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

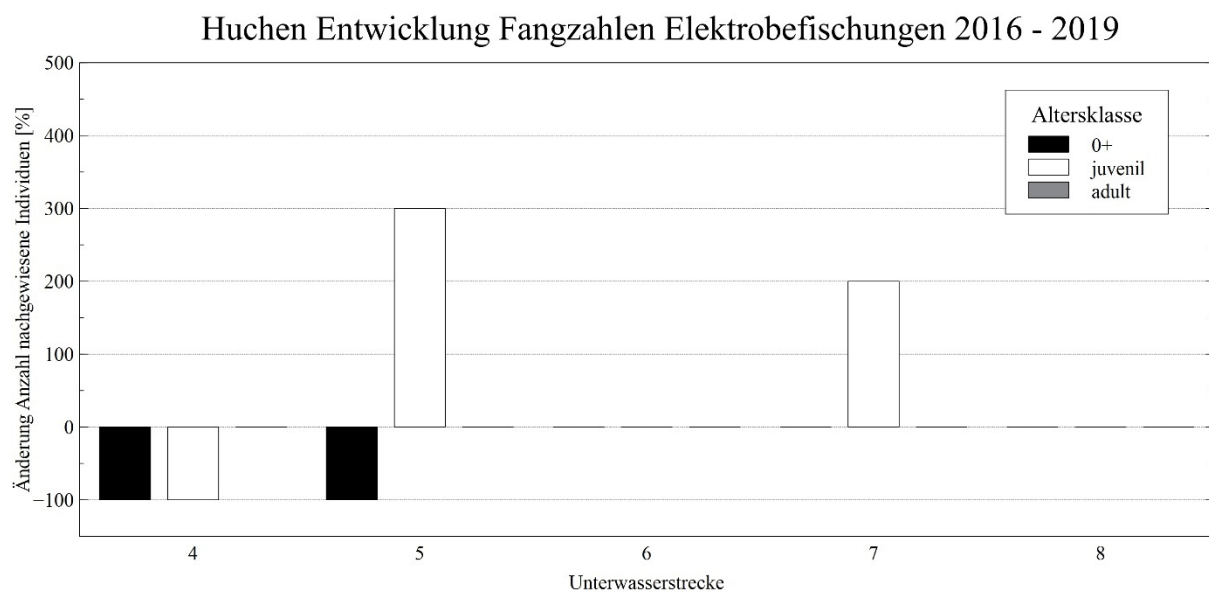


Abbildung 53: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen des Huchens, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.

Zwischen 2016 und 2019 wurde in der UW5 und UW7 eine Zunahme der Fangzahl juveniler Huchen um +300 bzw. +200 % dokumentiert. In der UW4 und UW5 nahm die Anzahl von nachgewiesenen Huchen der Altersklasse 0+ zwischen der Herbstbefischung 2016 und 2019 um jeweils -100 % ab, ebenso nahm die Fangzahl von Huchen der Altersklasse juvenil in der UW4 um -100 % ab. Für alle anderen Altersklassen und UWs wurden keine Änderungen der Fangzahlen zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 dokumentiert (Abb. 53).

Längenverteilung

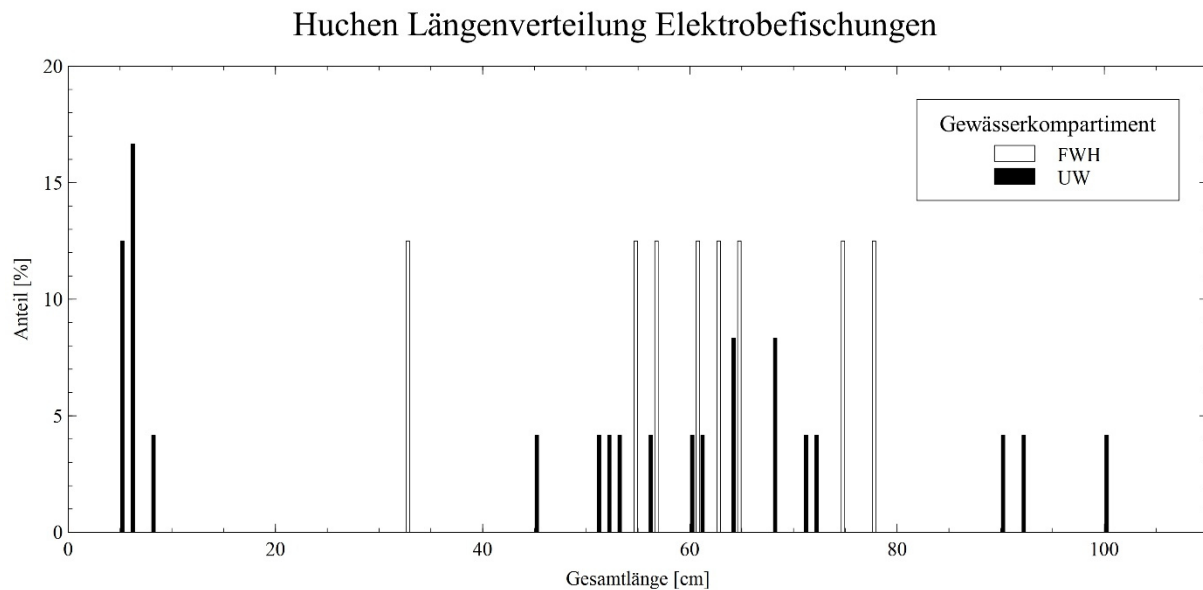


Abbildung 54: Längenverteilung des Huchens bei Elektrofischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW). Es wurden jeweils die Daten einer Frühjahrsbefischung pro Jahr in den Unterwasserstrecken und Fischwanderhilfen der Illerstufen 4 bis 8 aus den Jahren 2017 bis 2019 addiert und der Anteil von Individuen mit gleicher Gesamtlänge separat am Gesamtfang in den Unterwasserstrecken bzw. Fischwanderhilfen berechnet. Gesamtindividuenzahl in den Unterwasserstrecken: 24 Individuen, Gesamtindividuenzahl in den Fischwanderhilfen: 8 Individuen.

In den FWHs wurden 8 Huchen mit Gesamtlängen zwischen 33 und 78 cm dokumentiert, welche den Altersklassen juvenil und adult zuzuordnen sind. Huchen der Altersklasse 0+ wurden in den FWHs bei Elektrofischungen nicht nachgewiesen. In den UWs wurden Huchen aller Altersklassen dokumentiert. Den höchsten Anteil am Gesamtfang in den UWs (24 Individuen) hatten Huchen mit einer Gesamtlänge von 6 cm (16,7 % Anteil; Abb. 54).

Vergleich der Fangzahlen in den Fischwanderhilfen

Bei keiner Fischbestandsaufnahme in den FWHs wurden Huchen der Altersklasse 0+ dokumentiert. Juvenile Huchen wurden in der FWH4 und FWH5 nicht nachgewiesen, jedoch in der FWH6 2019, der FWH8 2017 und der FWH7 in allen Jahren (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse juvenil: FWH4: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH5: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH6: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,21; FWH7: 2017: 0,22; 2018: 0,32; 2019: 0,11; FWH8: 2017: 0,10; 2018:

0,0; 2019: 0,0). Adulte Huchen wurden jeweils als ein Einzelindividuum 2018 in der FWH7 und 2019 in der FWH8 dokumentiert (0,11 bzw. 0,10 Individuen/100 m Befischungsstrecke; Abb. 55).

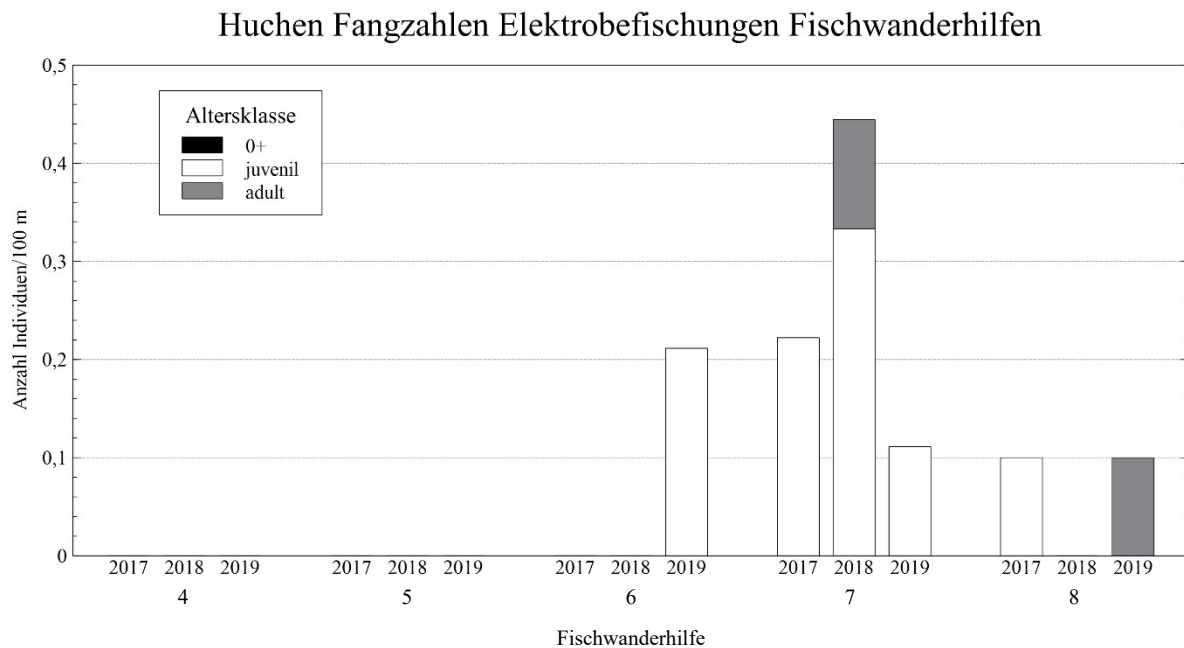


Abbildung 55: Fangzahlen des Huchens in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult.

Laichmonitoring

Am 02.05.2016 wurden drei Laichgruben von Huchen in der FWH7 dokumentiert, die allerdings nicht mit laichenden Individuen besetzt waren (Abb. 56). Am 10.04.2017 wurden vier laichende Huchenpärchen in der FWH6 nachgewiesen (Abb. 56). Während des Anfertigens der Textfassung der vorliegenden Arbeit wurden am 12.04.2020 zwei laichende Huchen an der Mündung der Rohrach in der UW5 beobachtet.



Abbildung 56: Links: Laichgrube von Huchen in der FWH7, 02.05.2016. Rechts: laichende Huchen in der FWH6, 10.04.2017.
Bildquelle: Tobias Eppe, 2016 bzw. Tobias Eppe, 2017.

5.1.4 Regenbogenforelle

Vergleich der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

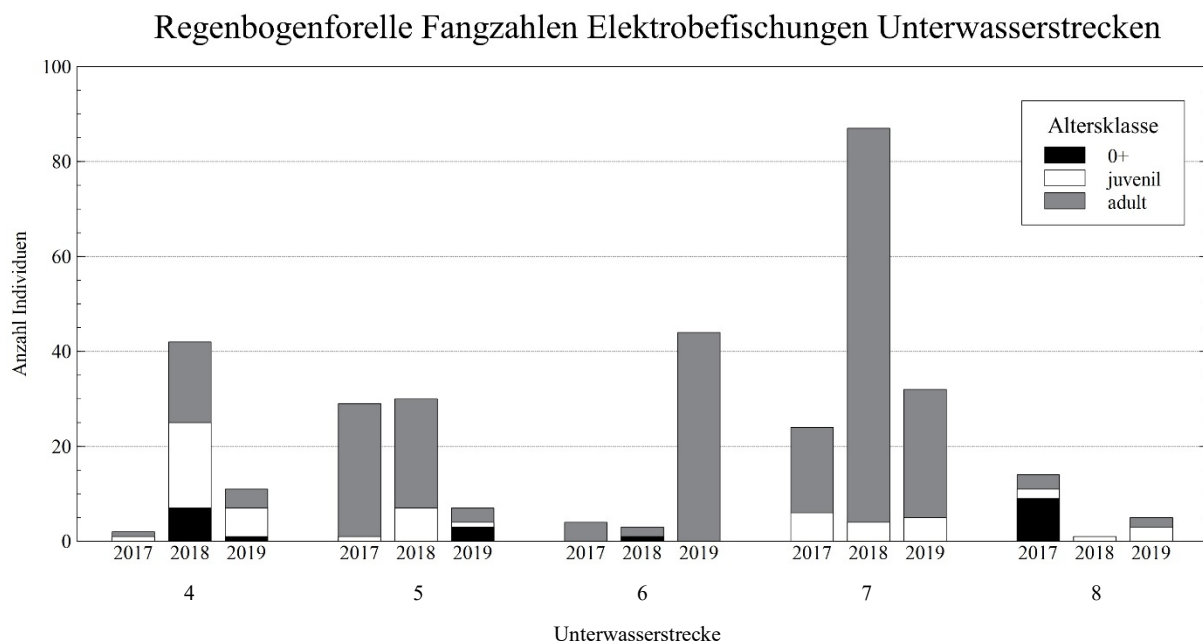


Abbildung 57: Fangzahlen der Regenbogenforelle bei den Elektrobefischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019. Es wurden jeweils die Fangergebnisse einer Befischung im Frühjahr und einer Befischung im Herbst summiert. Bei jeder Befischung wurden beide Ufer stromauf und die Flussmitte stromab auf einer Länge von 1.500 m unterhalb der Kraftwerke befischt.

2017 wurden in allen UWs adulte Regenbogenforellen nachgewiesen, in der UW4, UW5, UW7 und UW8 auch juvenile sowie in der UW8 auch Regenbogenforellen der Altersklasse 0+ (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, 2017: UW4: 0+: 0 Individuen, juvenil: 1 Individuum, adult: 1

Individuum; UW5: 0+: 0 Individuen, juvenil: 1 Individuum, adult: 28 Individuen; UW6: 0+: 0 Individuen, juvenil: 0 Individuen, adult: 4 Individuen; UW7: 0+: 0 Individuen, juvenil: 6 Individuen, adult: 18 Individuen; UW8: 0+: 9 Individuen, juvenil: 2 Individuen, adult: 3 Individuen). 2018 wurden in allen UWs Regenbogenforellen der Altersklasse 0+ oder juvenil dokumentiert. Ebenso wurden in allen UWs außer in der UW8 adulte Regenbogenforellen nachgewiesen (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, 2018: UW4: 0+: 7 Individuen, juvenil: 18 Individuen, adult: 17 Individuen; UW5: 0+: 0 Individuen, juvenil: 7 Individuen, adult: 23 Individuen; UW6: 0+: 1 Individuum, juvenil: 0 Individuen, adult: 2 Individuen; UW7: 0+: 0 Individuen, juvenil: 4 Individuen, adult: 83 Individuen; UW8: 0+: 0 Individuen, juvenil: 1 Individuum, adult: 0 Individuen). 2019 wurden in allen UWs adulte Regenbogenforellen dokumentiert, juvenile ebenso in allen UWs außer der UW6. Regenbogenforellen der Altersklasse 0+ wurden 2019 in der UW4 und UW5 nachgewiesen (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, 2019: UW4: 0+: 1 Individuum, juvenil: 6 Individuen, adult: 4 Individuen; UW5: 0+: 3 Individuen, juvenil: 1 Individuum, adult: 3 Individuen; UW6: 0+: 0 Individuen, juvenil: 0 Individuen, adult: 44 Individuen; UW7: 0+: 0 Individuen, juvenil: 5 Individuen, adult: 27 Individuen; UW8: 0+: 0 Individuen, juvenil: 3 Individuen, adult: 2 Individuen; Abb. 57).

Entwicklung der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

Die Fangzahlen der Regenbogenforelle nahmen im Vergleich der Herbstbefischung 2019 mit der Herbstbefischung 2016 in der UW4 bei allen Altersklassen um -100 % ab, ebenso in der Altersklasse adult in der UW5. Eine Zunahme der Fangzahlen wurde für die Altersklasse adult in der UW6, UW7 und UW8 dokumentiert (+633,33 %, +600,0 % bzw. +100,0 % Zunahme), ebenso für die Altersklasse juvenil in der UW7 (+100,0 % Zunahme; Abb. 58).

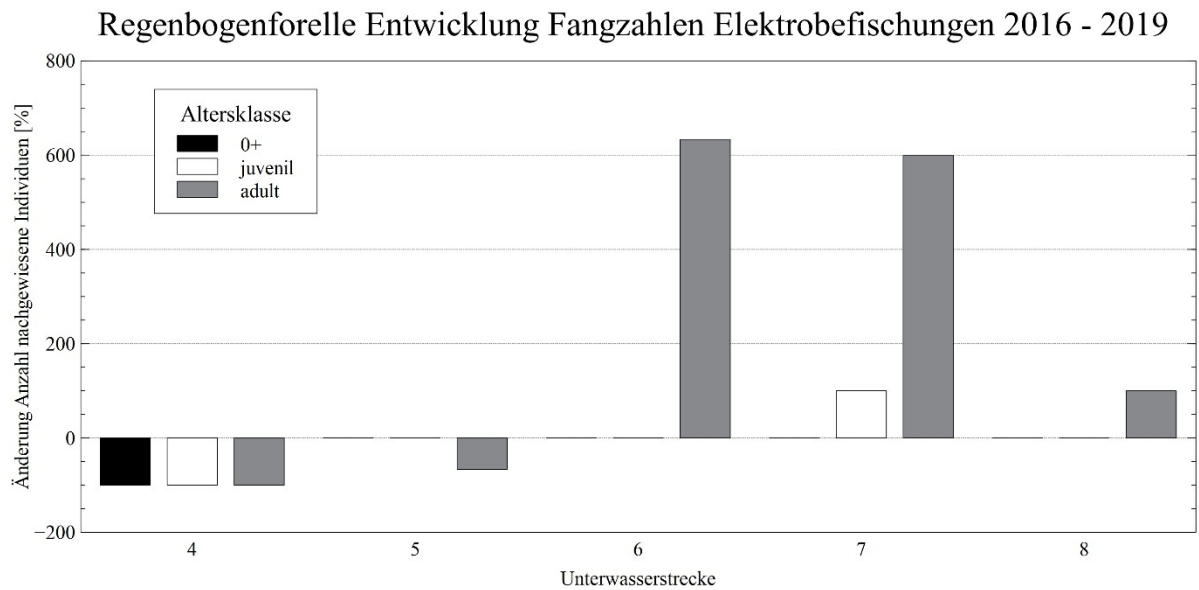


Abbildung 58: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen der Regenbogenforelle, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.

Längenverteilung

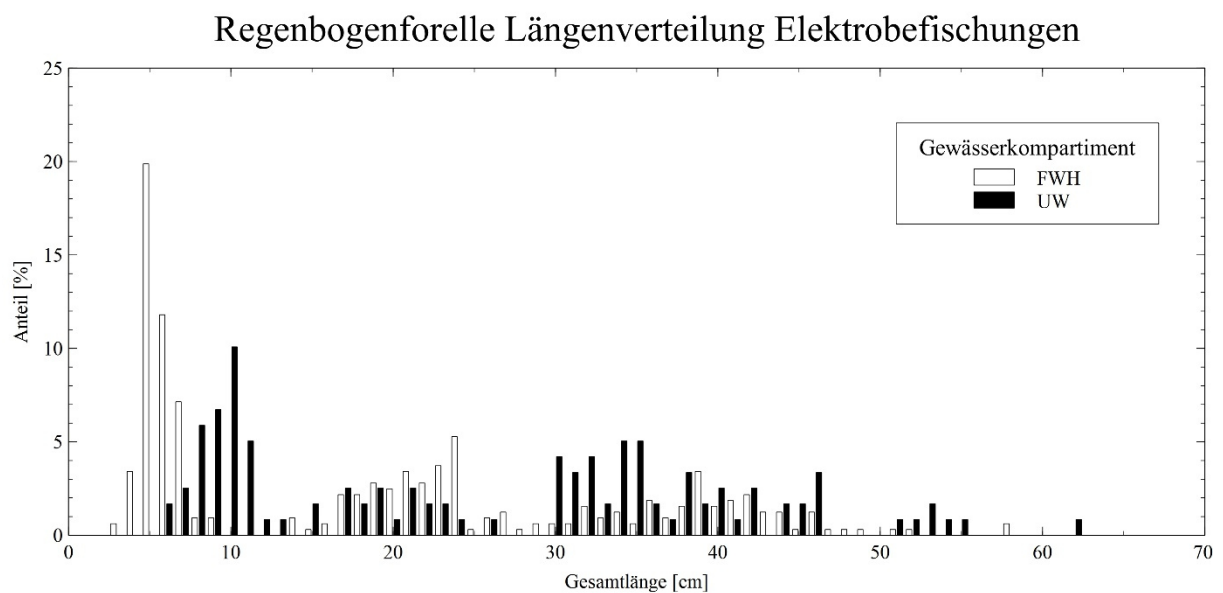


Abbildung 59: Längenverteilung der Regenbogenforelle bei Elektrobefischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW). Es wurden jeweils die Daten einer Frühjahrsbefischung pro Jahr in den Unterwasserstrecken und Fischwanderhilfen der Illerstufen 4 bis 8 aus den Jahren 2017 bis 2019 addiert und der Anteil von Individuen mit gleicher Gesamtlänge separat am Gesamtfang in den Unterwasserstrecken bzw. Fischwanderhilfen berechnet. Gesamtindividuenzahl in den Unterwasserstrecken: 119 Individuen, Gesamtindividuenzahl in den Fischwanderhilfen: 322 Individuen.

Der höchste Anteil der bei den Bestandsaufnahmen in den FWHs dokumentierten Regenbogenforellen (Gesamtfang: 322 Individuen), wurde von Individuen der Altersklasse 0+ mit einer Gesamtlänge von 5 cm gebildet (19,9 % Anteil). Ebenso wurden in den FWHs auch Regenbogenforellen aller anderen Größen- und Altersklassen nachgewiesen, auch große adulte Individuen mit Gesamtlängen bis 58 cm. Bei den Bestandsaufnahmen in den UWs wurden keine Regenbogenforellen unter 6 cm Gesamtlänge nachgewiesen. In den UWs wurde der höchste Anteil am Gesamtfang von Regenbogenforellen bei den Frühjahrsbefischungen (119 Individuen) von Individuen mit 10 cm Gesamtlänge gebildet (10,1 % Anteil). Regenbogenforellen mit Gesamtlängen zwischen 24 und 30 cm wurden in UWs nur in kleinen Anteilen am Gesamtfang nachgewiesen. Auch in den UWs wurden Regenbogenforellen aller Größen- und Altersklassen mit Gesamtlängen von 7 bis 62 cm dokumentiert (Abb. 59).

Vergleich der Fangzahlen in den Fischwanderhilfen

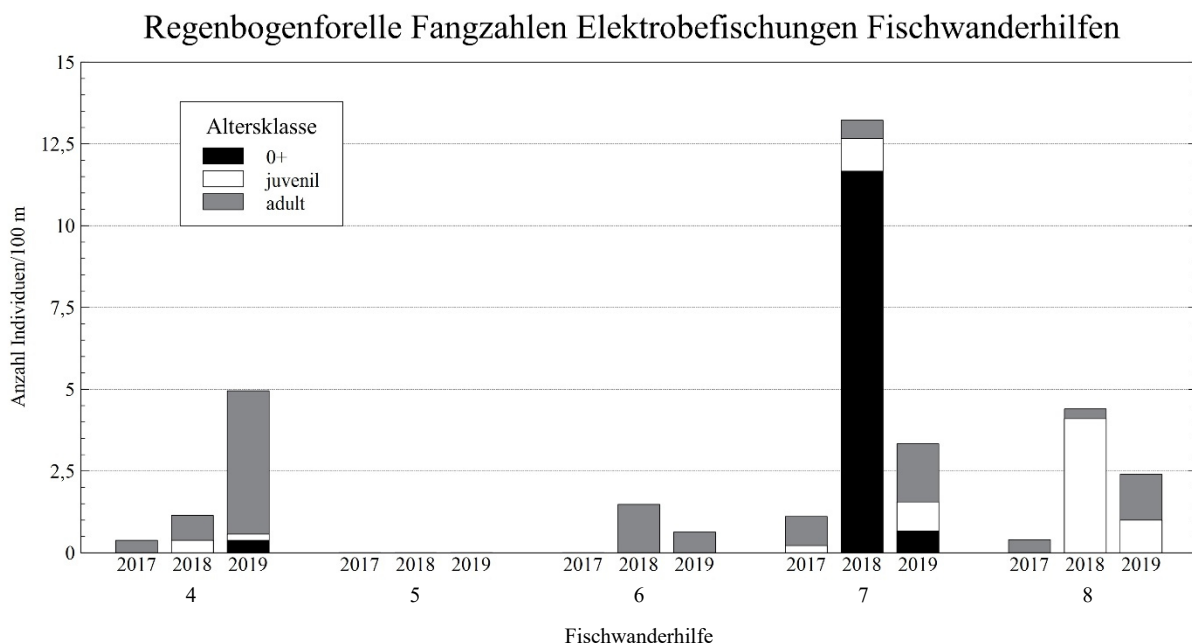


Abbildung 60: Fangzahlen der Regenbogenforelle in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult.

Regenbogenforellen der Altersklasse 0+ wurden ausschließlich 2019 in der FWH4 und 2018 und 2019 in der FWH7 nachgewiesen, dabei jedoch nur 2018 in der FWH7 in hoher Individuenzahl pro 100 m Befischungsstrecke (Individuen/100 m

Befischungsstrecke der Altersklasse 0+: FWH4: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,4; FWH5: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH6: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH7: 2017: 0,0; 2018: 11,7; 2019: 0,7; FWH8: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0). In der FWH7 wurden juvenile Regenbogenforellen in allen Jahren gefangen, in der FWH4 und FWH8 2018 und 2019 (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse juvenil: FWH4: 2017: 0,0; 2018: 0,4; 2019: 0,2; FWH5: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH6: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH7: 2017: 0,2; 2018: 1,0; 2019: 0,9; FWH8: 2017: 0,0; 2018: 4,1; 2019: 1,0). Adulte Regenbogenforellen wurden in allen FWHs außer der FWH5 in allen Jahren außer 2017 in der FWH6 dokumentiert (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse adult: FWH4: 2017: 0,4; 2018: 0,8; 2019: 4,4; FWH5: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH6: 2017: 0,0; 2018: 1,5; 2019: 0,6; FWH7: 2017: 0,9; 2018: 0,6; 2019: 1,8; FWH8: 2017: 0,4; 2018: 0,3; 2019: 1,4). In der FWH5 wurden keine Regenbogenforellen nachgewiesen. Die höchsten Individuenzahlen juveniler Regenbogenforellen je 100 m Befischungsstrecke wurden 2018 in der FWH8 aufgezeigt, die adulter 2019 in der FWH4 (Abb. 60).

Laichmonitoring

Es wurden weder Laichvorgänge der Regenbogenforelle dokumentiert noch Anzeichen dafür, wie beispielsweise Laichgruben, gesichtet.

5.1.5 Barbe

Vergleich der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

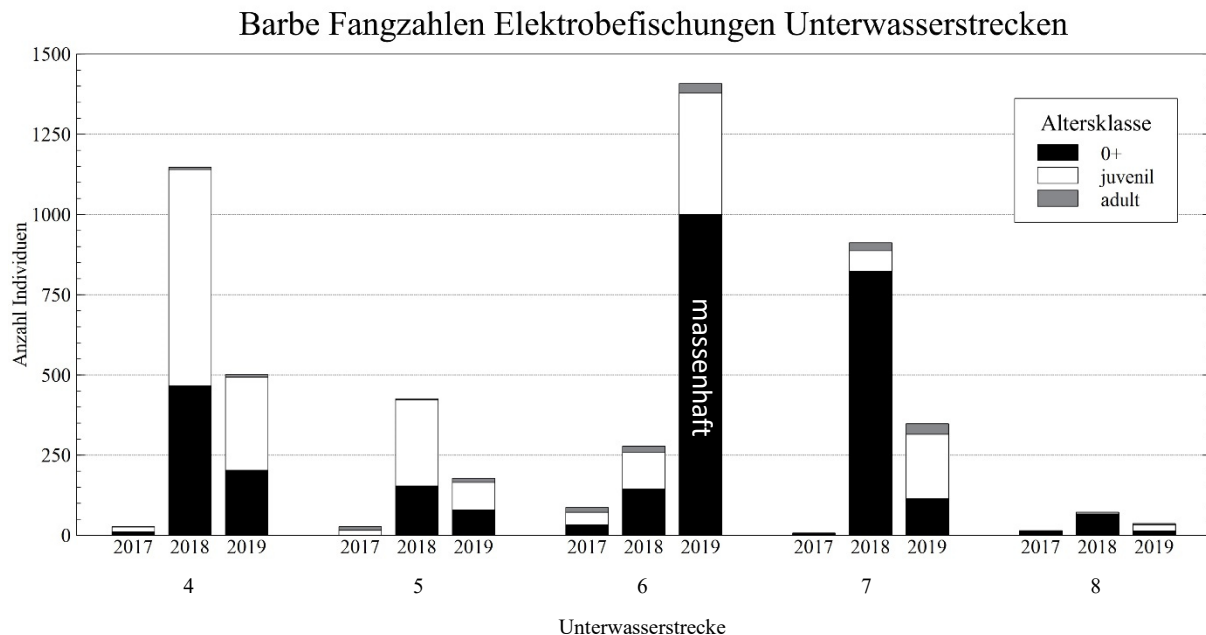


Abbildung 61: Fangzahlen der Barbe bei den Elektrobefischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019. Es wurden jeweils die Fangergebnisse einer Befischung im Frühjahr und einer Befischung im Herbst summiert. Bei jeder Befischung wurden beide Ufer stromauf und die Flussmitte stromab auf einer Länge von 1.500 m unterhalb der Kraftwerke befischt.

2017 wurden in allen UWs von allen Altersklassen nur wenige Barben dokumentiert (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, 2017: UW4: 0+: 11 Individuen, juvenil: 15 Individuen, adult: 1 Individuum; UW5: 0+: 1 Individuum, juvenil: 15 Individuen, adult: 11 Individuen; UW6: 0+: 33 Individuen, juvenil: 39 Individuen, adult: 15 Individuen; UW7: 0+: 7 Individuen, juvenil: 0 Individuen, adult: 0 Individuen; UW8: 0+: 14 Individuen, juvenil: 1 Individuum, adult: 0 Individuen). 2018 wurden deutlich höhere Individuenzahlen aller Altersklassen in allen UWs nachgewiesen (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, 2018: UW4: 0+: 466 Individuen, juvenil: 647 Individuen, adult: 7 Individuen; UW5: 0+: 154 Individuen, juvenil: 269 Individuen, adult: 3 Individuen; UW6: 0+: 144 Individuen, juvenil: 114 Individuen, adult: 20 Individuen; UW7: 0+: 823 Individuen, juvenil: 64 Individuen, adult: 25 Individuen; UW8: 0+: 67 Individuen, juvenil: 5 Individuen, adult: 0 Individuen). In der UW4 und UW5 wurden 2019 wieder niedrigere Individuenzahlen der Altersklassen 0+ und juvenil dokumentiert als 2018 (jeweils

Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, 2019: UW4: 0+: 203 Individuen, juvenil: 290 Individuen, adult: 8 Individuen; UW5: 0+: 80 Individuen, juvenil: 85 Individuen, adult: 13 Individuen). In der UW6 wurde dagegen auch 2019 ein weiterer Anstieg der Fangzahlen aller Altersklassen gegenüber 2018 aufgezeigt (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, 2019: UW6: 0+: massenhaft, juvenil: 378 Individuen, adult: 30 Individuen). Die Fangzahlen der Altersklasse 0+ haben 2019 in der UW7 und UW8 im Vergleich zu 2018 wieder abgenommen, die der Altersklasse juvenil dagegen weiter zu (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, 2019: UW7: 0+: 114 Individuen, juvenil: 201 Individuen, adult: 33 Individuen; UW8: 0+: 14 Individuen, juvenil: 19 Individuen, adult: 4 Individuen; Abb. 61).

Entwicklung der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

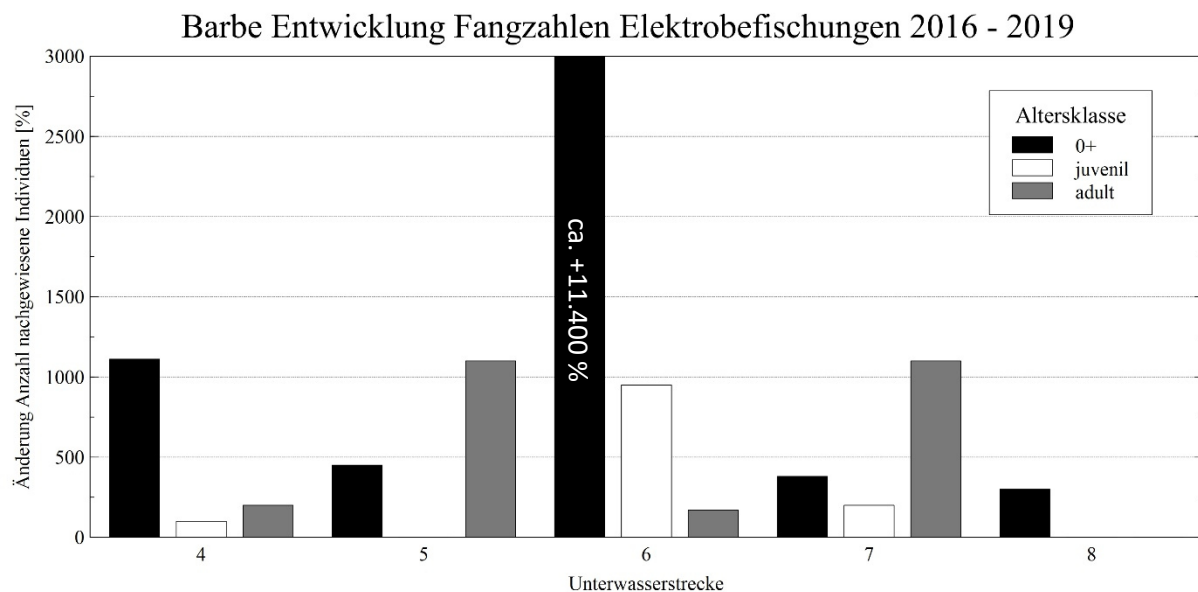


Abbildung 62: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen der Barbe, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.

Es wurden keine Änderungen der Fangzahlen der Altersklasse juvenil in der UW5 und der Altersklassen juvenil und adult in der UW8 zwischen den Elektrobefischungen im Herbst 2016 und 2019 aufgezeigt. Die Fangzahlen der Barbe aller anderen UWs und Altersklassen haben zwischen 2016 und 2019 zugenommen. Die höchsten Zunahmen

der Fangzahlen wurden von den Altersklassen 0+ und juvenil in der UW6 dokumentiert (0+: ca. +11.400 % Zunahme, juvenil: +950 % Zunahme) und von der Altersklasse adult in der UW5 und UW7 (jeweils +1.100 % Zunahme, Abb. 62).

Längenverteilung

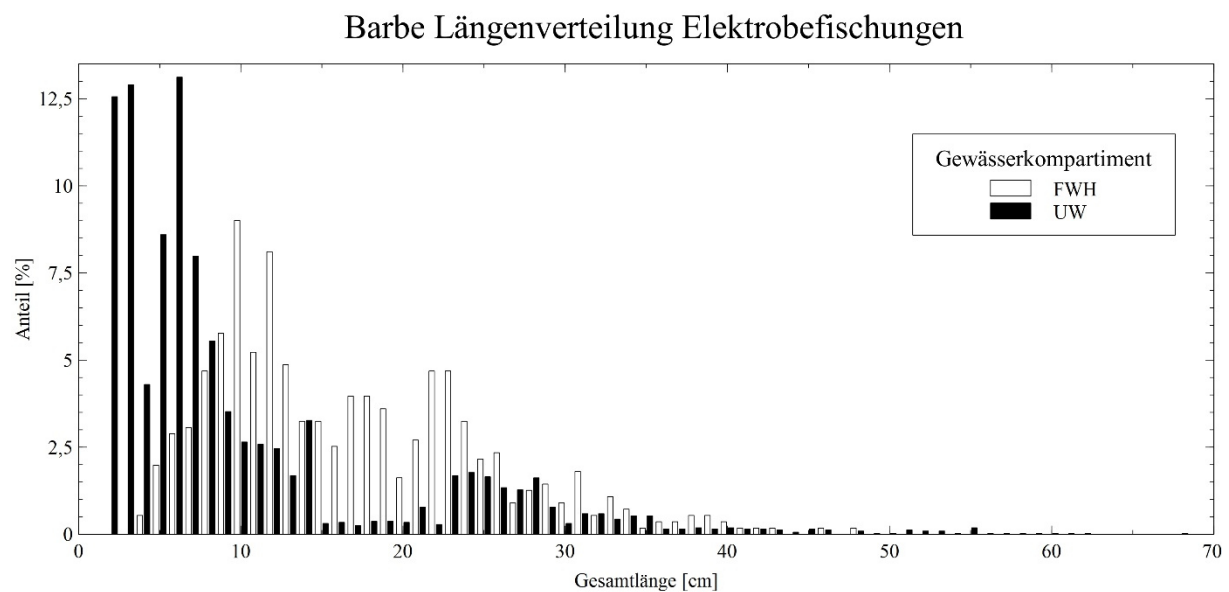


Abbildung 63: Längenverteilung der Barbe bei Elektrofischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW). Es wurden jeweils die Daten einer Frühjahrsbefischung pro Jahr in den Unterwasserstrecken und Fischwanderhilfen der Illerstufen 4 bis 8 aus den Jahren 2017 bis 2019 addiert und der Anteil von Individuen mit gleicher Gesamtlänge separat am Gesamtfang in den Unterwasserstrecken bzw. Fischwanderhilfen berechnet. Gesamtindividuenzahl in den Unterwasserstrecken: 3.209 Individuen, Gesamtindividuenzahl in den Fischwanderhilfen: 555 Individuen.

Die höchsten Anteile der während den Frühjahrsbefischungen in den UWs dokumentierten Barben wurden von Individuen mit Gesamtlängen von 2 cm, 3 cm und 6 cm aufgezeigt (12,6 %; 12,9 % bzw. 13,1 % Anteil). Barben mit einer Gesamtlänge zwischen 15 cm und 22 cm wurden in den UWs in nur geringen Anteilen nachgewiesen (0,3 bis 0,8 % Anteil). Große adulte Barben mit einer Gesamtlänge über 49 cm wurden ausschließlich in den UWs dokumentiert und wurden während den Elektrofischungen in den FWHs nicht nachgewiesen. In den FWHs wurden keine Barben mit einer Gesamtlänge von 2 cm und 3 cm gefangen. Die höchsten Anteile der in den FWHs gefangenen Barben wurden von Individuen mit Gesamtlängen von 10 und 12 cm gebildet (9,0 % bzw. 8,1 % Anteil). Die in den UWs nur in niedrigen Anteilen

nachgewiesenen Barben mit Gesamtlängen zwischen 15 und 22 cm wurden in den FWHs in deutlich höheren Anteilen dokumentiert (3,2 bis 4,7 % Anteil; Abb. 63).

Vergleich der Fangzahlen in den Fischwanderhilfen

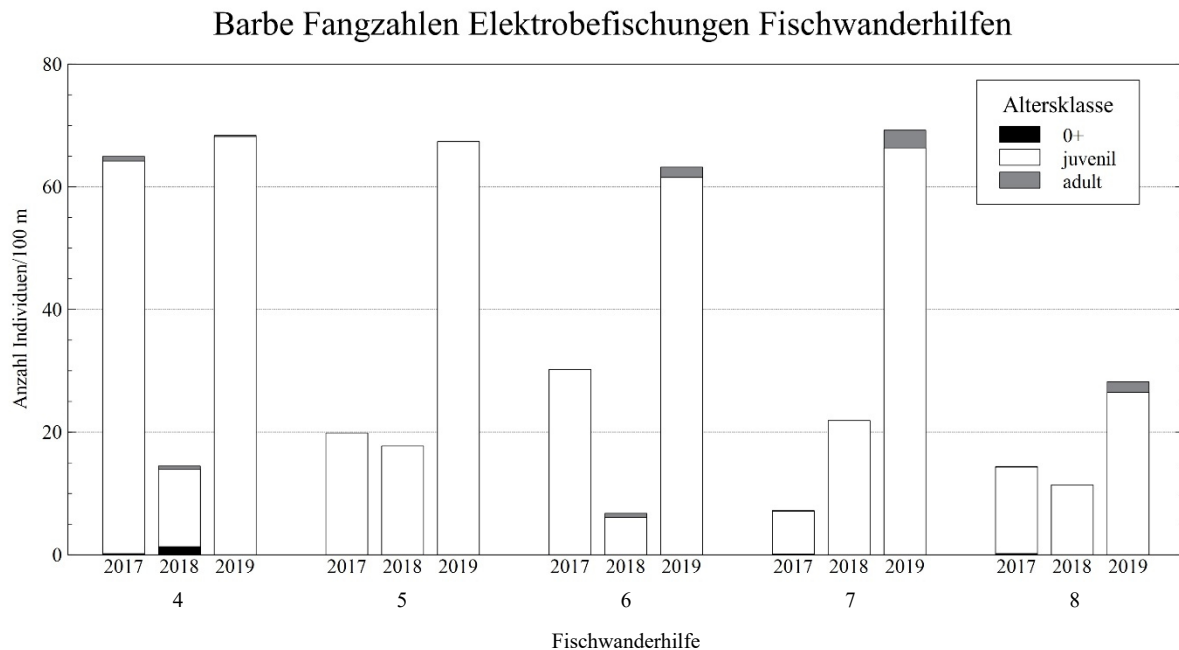


Abbildung 64: Fangzahlen der Barbe in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult.

Barben der Altersklasse 0+ wurden in geringen Individuenzahlen pro 100 m Befischungsstrecke lediglich 2017 und 2018 in der FWH4 sowie 2017 in der FWH7 und FWH8 nachgewiesen (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse 0+: FWH4: 2017: 0,2; 2018: 1,3; 2019: 0,0; FWH5: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH6: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH7: 2017: 0,1; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH8: 2017: 0,2; 2018: 0,0; 2019: 0,0). Ebenso wurden adulte Barben nur in geringen Individuenzahlen in den FWHs dokumentiert, die höchsten Individuenzahlen je 100 m Befischungsstrecke wurden jeweils 2019 in der FWH6, FWH7 und FWH8 aufgezeigt. (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse adult: FWH4: 2017: 0,8; 2018: 0,6; 2019: 0,2; FWH5: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH6: 2017: 0,0; 2018: 0,6; 2019: 1,7; FWH7: 2017: 0,1; 2018: 0,0; 2019: 2,9; FWH8: 2017: 0,1; 2018: 0,0; 2019: 1,7). Juvenile Barben wurden in allen FWHs zahlreich nachgewiesen, mit den

höchsten Individuenzahlen je 100 m Befischungsstrecke 2017 in der FWH4 sowie jeweils 2019 in der FWH4, FWH5, FWH6 und FWH7 (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse juvenil: FWH4: 2017: 64,0; 2018: 12,6; 2019: 68,2; FWH5: 2017: 19,9; 2018: 17,7; 2019: 67,4; FWH6: 2017: 30,2; 2018: 6,1; 2019: 61,5; FWH7: 2017: 7,0; 2018: 21,9; 2019: 66,3; FWH8: 2017: 14,1; 2018: 11,4; 2019: 26,5; Abb. 64).

Laichmonitoring

Im Rahmen des Laichmonitorings wurden in den Jahren 2016 bis 2019 keine laichenden Barben dokumentiert.

5.1.6 Döbel

Vergleich der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

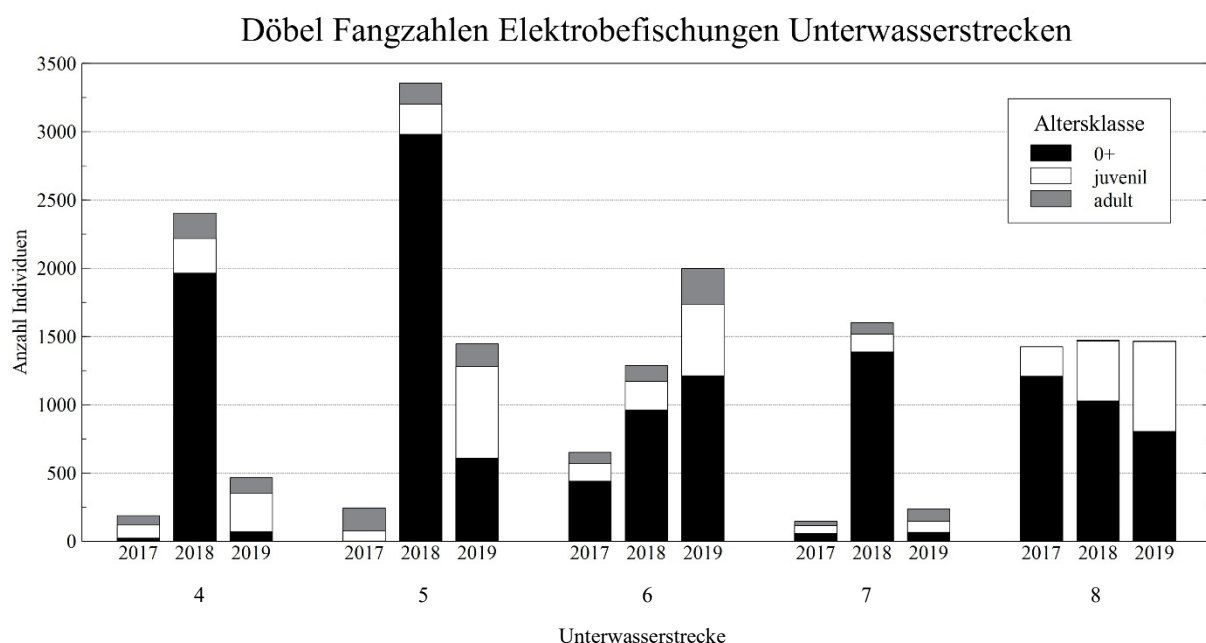


Abbildung 65: Fangzahlen des Döbels bei den Elektrobefischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019. Es wurden jeweils die Fangergebnisse einer Befischung im Frühjahr und einer Befischung im Herbst summiert. Bei jeder Befischung wurden beide Ufer stromauf und die Flussmitte stromab auf einer Länge von 1.500 m unterhalb der Kraftwerke befischt.

Bei den Bestandsaufnahmen in der UW4 wurden in den Jahren 2017, 2018 und 2019 zahlreiche Döbel in allen Altersklassen dokumentiert (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW4: 2017: 0+: 23 Individuen, juvenil: 96 Individuen, adult: 69 Individuen; 2018: 0+: 1.964 Individuen entnommen, geschätzt 9.110 Individuen betäubt, juvenil: 254 Individuen, adult: 168 Individuen; 2019: 0+: 70 Individuen, juvenil: 283 Individuen, adult: 113 Individuen). In der UW5 wurden 2017, 2018 und 2019 ebenfalls alle Altersklassen des Döbels nachgewiesen (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW5: 2017: 0+: 2 Individuen, juvenil: 75 Individuen, adult: 167 Individuen; 2018: 0+: 2.981 Individuen entnommen, geschätzt 8.340 Individuen betäubt, juvenil: 221 Individuen, adult: 154 Individuen; 2019: 0+: 609 Individuen, juvenil: 670 Individuen, adult: 167 Individuen). In der UW6 wurde eine beständige Zunahme der Fangzahlen aller Altersklassen des Döbels im Verlauf der Jahre 2017, 2018 und 2019 aufgezeigt (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW6: 2017: 0+: 440 Individuen, juvenil: 128 Individuen, adult: 83 Individuen; 2018: 0+: 963 Individuen entnommen, geschätzt 3.408 Individuen betäubt, juvenil: 208 Individuen, adult: 116 Individuen; 2019: 0+: 1.212 Individuen entnommen, massenhaft Individuen betäubt, juvenil: 525 Individuen, adult: 265 Individuen). Ebenso wurden in der UW7 sowohl 2017, 2018 als auch 2019 alle Altersklassen des Döbels nachgewiesen, bei der Altersklasse adult wurde eine beständige Zunahme der Fangzahlen zwischen 2017 und 2019 aufgezeigt (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW7: 2017: 0+: 57 Individuen, juvenil: 57 Individuen, adult: 33 Individuen; 2018: 0+: 1.387 Individuen entnommen, geschätzt 3.905 Individuen betäubt, juvenil: 130 Individuen, adult: 84 Individuen; 2019: 0+: 66 Individuen, juvenil: 81 Individuen, adult: 90 Individuen). Im Vergleich zu den anderen Befischungsstrecken wurden in der UW8 geringere Anzahlen adulter Döbel gefangen, die Fangzahlen von Döbeln der Altersklasse juvenil nahmen zwischen den Jahren 2017 und 2019 beständig zu (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW8: 2017: 0+: 1.202 Individuen, juvenil: 217 Individuen, adult: 0 Individuen; 2018: 0+: 1.028 Individuen entnommen, geschätzt 4.561 Individuen betäubt, juvenil: 439 Individuen, adult: 7 Individuen; 2019: 0+: 804 Individuen entnommen, geschätzt 1.451 Individuen betäubt, juvenil: 659 Individuen entnommen, geschätzt 5.129 Individuen betäubt, adult: 4 Individuen; Abb. 65).

Entwicklung der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

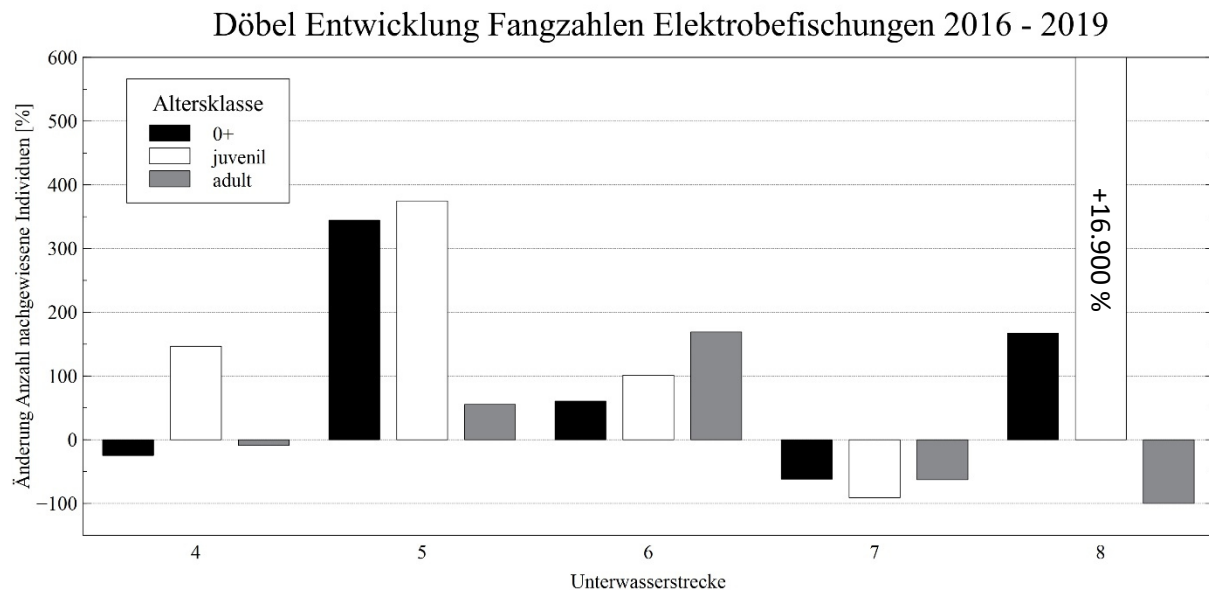


Abbildung 66: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen des Döbels, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.

In der UW4 wurden abnehmende Fangzahlen von Döbeln der Altersklassen 0+ und adult zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 dokumentiert (0+: -24,7 %, adult: -9,1 %), von Döbeln der Altersklasse juvenil dagegen zunehmende (+146,66 %). Sowohl in der UW5 als auch in der UW6 wurden zunehmende Fangzahlen von Döbeln aller Altersklassen zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 aufgezeigt (UW5: 0+: +344,5 %, juvenil: +374,7 %, adult: +55,4 %; UW6: 0+: +60,6 %, juvenil: +101,3 %, adult: +169,0 %). Dagegen nahmen die Fangzahlen aller Altersklassen des Döbels in der UW7 im Vergleich der Herbstbefischungen 2016 und 2019 ab (0+: -61,8 %, juvenil: -91,0 %, adult: -62,9 %). In der UW8 wurde im Vergleich der Herbstbefischungen 2016 und 2019 eine Abnahme der Fangzahlen der Altersklasse adult (-100,0 %) und eine Zunahme der Altersklassen 0+ (+167,1 %) und juvenil dokumentiert (+16.900,0 %; Abb. 66).

Längenverteilung

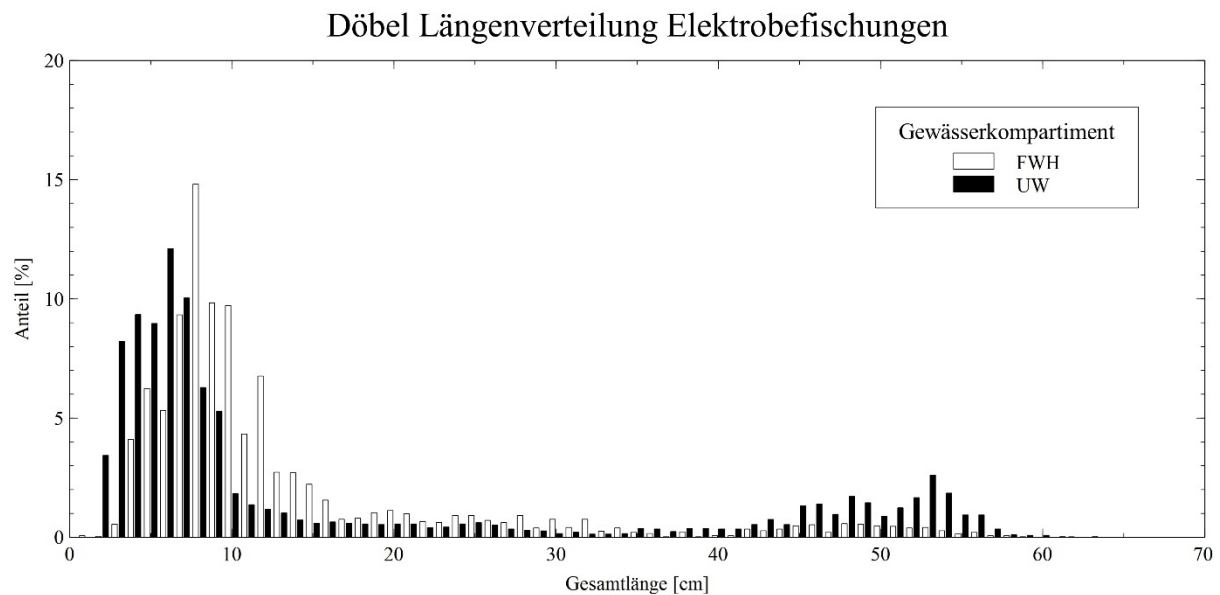


Abbildung 67: Längenverteilung des Döbels bei Elektrofischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW). Es wurden jeweils die Daten einer Frühjahrsbefischung pro Jahr in den Unterwasserstrecken und Fischwanderhilfen der Illerstufen 4 bis 8 aus den Jahren 2017 bis 2019 addiert und der Anteil von Individuen mit gleicher Gesamtlänge separat am Gesamtfang in den Unterwasserstrecken bzw. Fischwanderhilfen berechnet. Gesamtindividuenzahl in den Unterwasserstrecken: 3.724 Individuen, Gesamtindividuenzahl in den Fischwanderhilfen: 4.361 Individuen.

Die während jeweils einer Frühjahrs-Elektrofischung pro Jahr zwischen 2017 und 2019 in allen UWs gefangenen Döbel zeigen eine ähnliche Größenverteilung wie die während ebenfalls einer Frühjahrs-Elektrofischung in jeder FWH pro Jahr zwischen 2017 und 2019 gefangenen Döbel. Unterschiede zeigen sich im Anteil von Döbeln mit 7 bis 10 cm Gesamtlänge, welche in den FWHs in höheren Anteilen am jeweiligen Gesamtfang dokumentiert wurden als in den UWs (9,3 bis 14,8 % Anteil bzw. 1,8 bis 10,0 % Anteil) sowie bei Döbeln mit einer Gesamtlänge über 35 cm, welche in den UWs in höheren Anteilen am jeweiligen Gesamtfang nachgewiesen wurden als in den FWHs (0,0 bis 1,7 % Anteil bzw. 0,0 bis 0,53 % Anteil; Abb. 67).

Vergleich der Fangzahlen in den Fischwanderhilfen

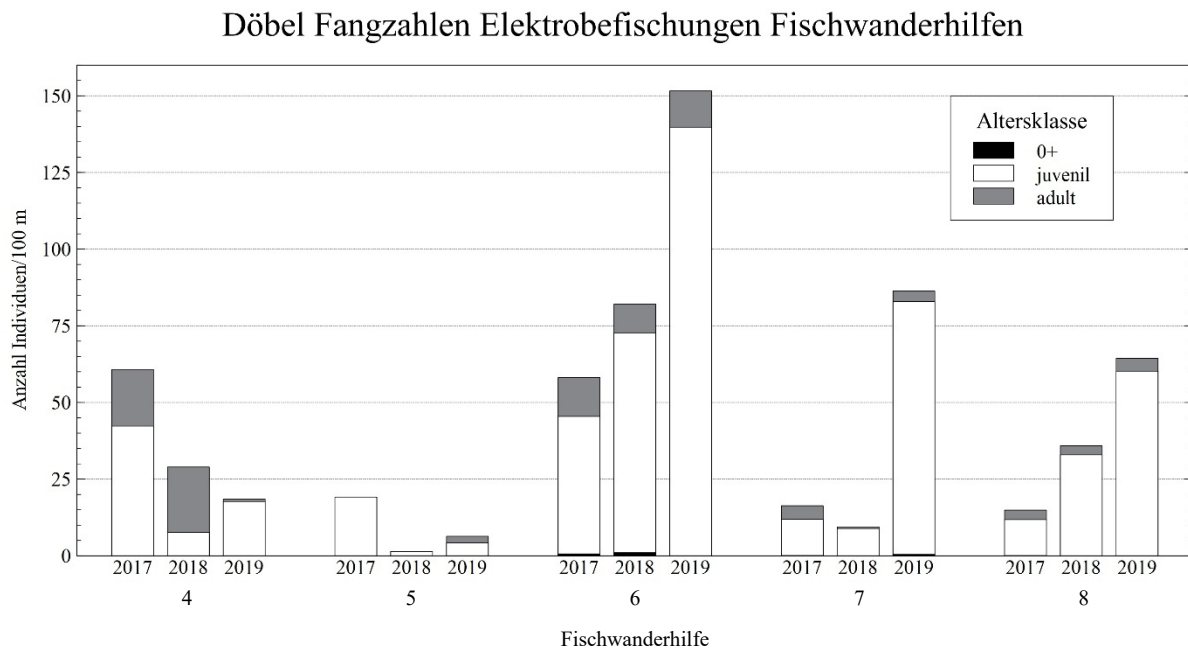


Abbildung 68: Fangzahlen des Döbels in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult.

Döbel der Altersklasse 0+ wurden lediglich vereinzelt in der FWH 6, FWH7 und FWH8 nachgewiesen (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse 0+: FWH4: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH5: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH6: 2017: 0,6; 2018: 1,1; 2019: 0,0; FWH7: 2017: 0,1; 2018: 0,0; 2019: 0,4; FWH8: 2017: 0,1; 2018: 0,0; 2019: 0,0). In allen FWHs wurden in allen Jahren Döbel der Altersklasse juvenil nachgewiesen, dabei in besonders hohen Individuenzahlen je 100 m Befischungsstrecke 2018 und 2019 in der FWH6 sowie jeweils 2019 in der FWH7 und FWH8 (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse juvenil: FWH4: 2017: 42,3; 2018: 7,6; 2019: 17,7; FWH5: 2017: 19,1; 2018: 1,4; 2019: 4,3; FWH6: 2017: 44,8; 2018: 71,7; 2019: 139,7; FWH7: 2017: 11,7; 2018: 8,9; 2019: 82,4; FWH8: 2017: 11,7; 2018: 32,9; 2019: 60,2). Adulte Döbel wurden in der FWH5 nur vereinzelt nachgewiesen, dagegen in der FWH4 2017 und 2018 in hohen Individuenzahlen je 100 m Befischungsstrecke, ebenso in der FWH6 in allen Jahren (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse adult: FWH4: 2017: 18,5; 2018: 21,3; 2019: 0,8; FWH5: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 2,1; FWH6: 2017: 12,7; 2018: 9,3; 2019: 11,8;

FWH7: 2017: 4,4; 2018: 0,6; 2019: 3,4; FWH8: 2017: 3,1; 2018: 3,0; 2019: 4,2; Abb. 68).

Laichmonitoring

Es wurden am 28.05.2017 geschätzt 100 bis 150 Döbel beim Laichen in der FWH6 nachgewiesen. Ebenso wurden am 02.07.2019 Döbel beim Abbläichen an der Mündung der Rohrach in der UW5 dokumentiert (Tab. 12).

Tabelle 12: Übersicht über die während des Laichmonitorings dokumentierten Laichaktivitäten des Döbels.

Datum	Gewässerstrecke	Ereignis
28.05.2017	FWH6	Beim Laichen in FWH beobachtet, ca. 100 - 150 Individuen.
02.07.2019	UW5	Beim Laichen an Rohrachmündung beobachtet.

5.1.7 Nase

Vergleich der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

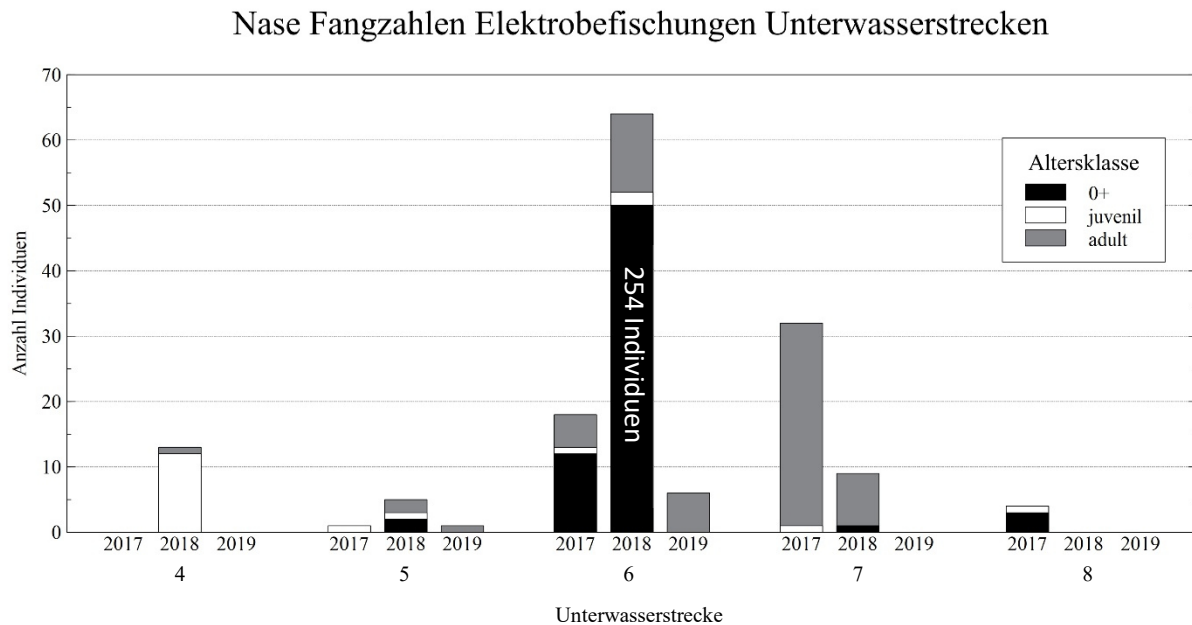


Abbildung 69: Fangzahlen der Nase bei den Elektrofischungen in den Unterwasserstrecken in den Jahren 2017, 2018 und 2019. Es wurden jeweils die Fangergebnisse einer Befischung im Frühjahr und einer Befischung im Herbst summiert. Bei jeder Befischung wurden beide Ufer stromauf und die Flussmitte stromab auf einer Länge von 1.500 m unterhalb der Kraftwerke befischt.

In der UW4 wurden ausschließlich 2018 Nasen dokumentiert, 12 juvenile und eine adulte. 2017 und 2019 wurden keine Nasen nachgewiesen. In der UW5 wurde 2017 eine Nase der Altersklasse juvenil und 2019 eine adulte Nase gefangen, 2018 wurden Nasen in allen Altersklassen nachgewiesen (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW5: 2018: 0+: 2 Individuen, juvenil: 1 Individuum, adult: 2 Individuen). In der UW6 wurden 2019 ausschließlich adulte Nasen nachgewiesen (6 Individuen), 2017 und 2018 Nasen in allen Altersklassen (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW6: 2017: 0+: 12 Individuen, juvenil: 1 Individuum, adult: 5 Individuen; 2018: 0+: 254 Individuen entnommen, geschätzt 1.441 Individuen betäubt, juvenil: 2 Individuen, adult: 12 Individuen). 2017 wurden in der UW7 eine juvenile und 31 adulte Nasen dokumentiert, 2018 eine Nase der Altersklasse 0+ und 8 Individuen der Altersklasse adult. 2019 wurden in der UW7 keine Nasen nachgewiesen. In der UW8 wurden ausschließlich

während den Elektrobefischungen 2017 Nasen dokumentiert (jeweils Summe der Fangzahlen einer Frühjahrs- und Herbstbefischung, UW8: 0+: 3 Individuen, juvenil: 1 Individuum, adult: 0 Individuen). 2018 und 2019 wurden keine Nasen in der UW8 nachgewiesen (Abb. 69).

Entwicklung der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

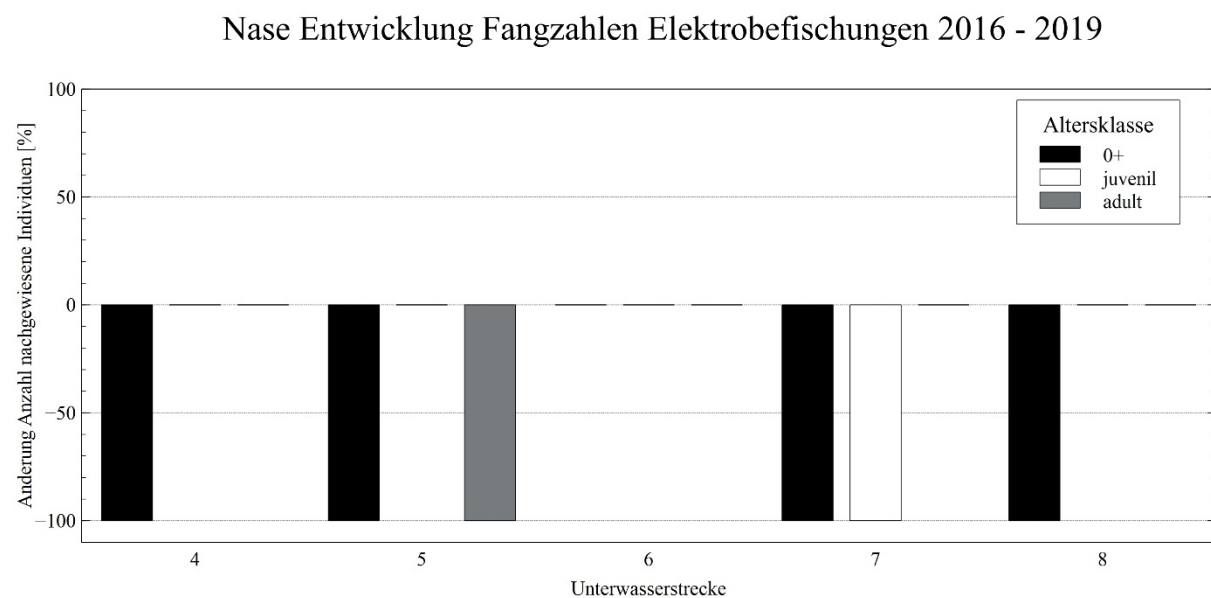


Abbildung 70: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen der Nase, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult in Prozent.

Es wurden in keiner UW und für keine Altersklasse eine Zunahme der Fangzahlen der Nase zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 belegt. Dagegen wurden Abnahmen der Fangzahlen der Altersklassen 0+ in der UW4, UW5, UW7 und UW8 zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 dokumentiert, ebenso der Altersklassen adult in der UW5 und der Altersklasse juvenil in der UW7 (jeweils -100,0 %; Abb. 70).

Längenverteilung

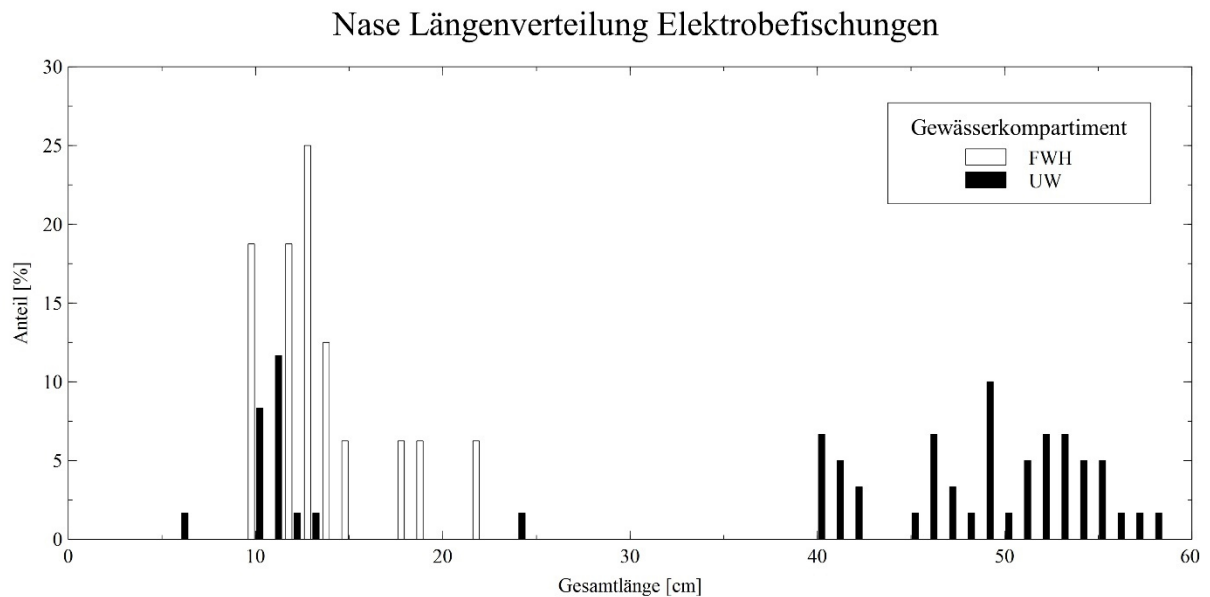


Abbildung 71: Längenverteilung der Nase bei Elektrofischungen in den Fischwanderhilfen (FWH) und Unterwasserstrecken (UW). Es wurden jeweils die Daten einer Frühjahrsbefischung pro Jahr in den Unterwasserstrecken und Fischwanderhilfen der Illerstufen 4 bis 8 aus den Jahren 2017 bis 2019 addiert und der Anteil von Individuen mit gleicher Gesamtlänge separat am Gesamtfang in den Unterwasserstrecken bzw. Fischwanderhilfen berechnet. Gesamtindividuenzahl in den Unterwasserstrecken: 60 Individuen, Gesamtindividuenzahl in den Fischwanderhilfen: 16 Individuen.

Es wurden bei den Bestandsaufnahmen in den FWHs nur wenige juvenile Nasen mit Gesamtlängen von 10 bis 22 cm dokumentiert (16 Individuen), Nachweise adulter Individuen fehlten. In den UWs wurden bei den Frühjahrsbefischungen größtenteils adulte Nasen mit Gesamtlängen zwischen 40 und 58 cm dokumentiert, zudem auch juvenile Nasen mit Gesamtlängen zwischen 10 und 14 cm sowie zwei Einzelindividuen mit 6 und 24 cm Gesamtlänge. Nasen mittlerer Größen mit Gesamtlängen zwischen 25 und 39 cm wurden sowohl in den UWs als auch in den FWHs während der Frühjahrsbefischungen nicht nachgewiesen (Abb. 71).

Vergleich der Fangzahlen in den Fischwanderhilfen

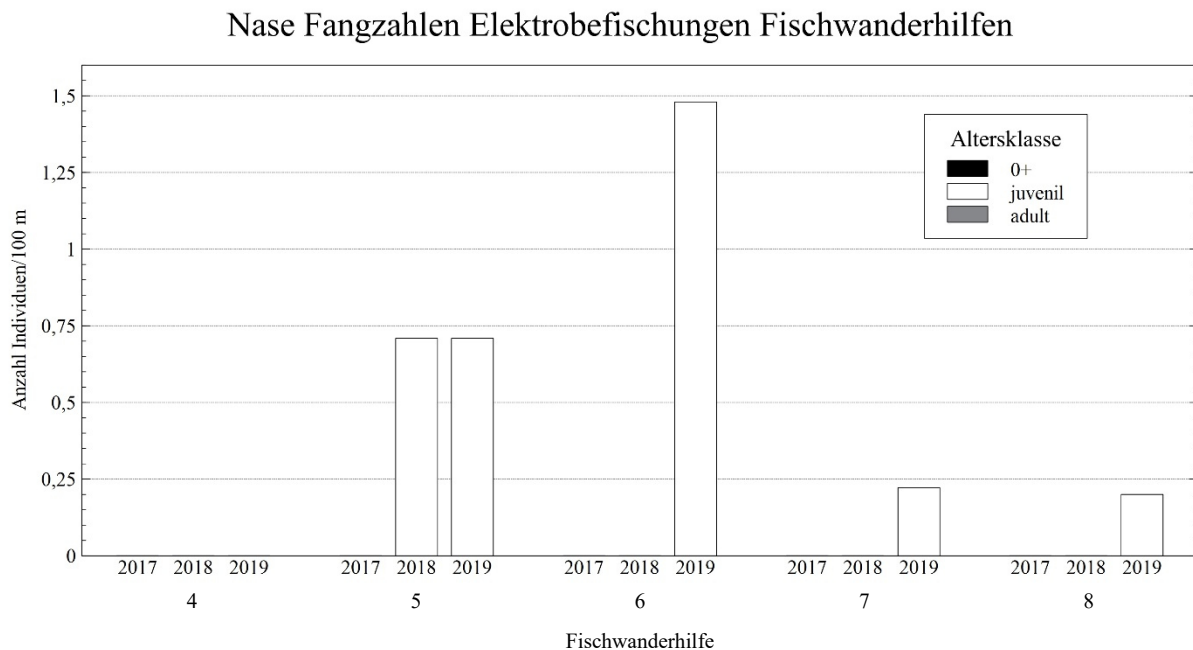


Abbildung 72: Fangzahlen der Nase in Individuen pro 100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen 0+, juvenil und adult.

In der FWH4 wurden keine Nasen bei Elektrofischungen nachgewiesen. In der FWH5, FWH6, FWH7 und FWH8 wurden nur Einzelindividuen juveniler Nasen dokumentiert (Individuen/100 m Befischungsstrecke der Altersklasse juvenil: FWH4: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,0; FWH5: 2017: 0,0; 2018: 0,71; 2019: 0,71; FWH6: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 1,5; FWH7: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,22; FWH8: 2017: 0,0; 2018: 0,0; 2019: 0,20). In allen FWHs wurden keine Nasen der Altersklassen 0+ und adult nachgewiesen (Abb. 72).

Laichmonitoring

Es wurden im Mai 2016, April 2017 und April 2018 jeweils geschätzt 100 bis 150 Nasen beim Laichen in der FWH6 nachgewiesen. Während der Elektrofischung im Frühjahr 2017 in der UW7 wurden ebenfalls laichende Nasen dokumentiert (Tab. 13). Im April 2020 wurden während des Anfertigungs der Textfassung der vorliegenden Arbeit erneut geschätzt 100 bis 150 Nasen beim Laichen in der FWH6 beobachtet.

Tabelle 13: Übersicht über die während des Laichmonitorings dokumentierten Laichaktivitäten der Nase.

Datum	Gewässerstrecke	Ereignis
09.05.2016	FWH6	Beim Laichen in FWH beobachtet, ca. 100 - 150 Individuen.
10.04.2017	FWH6	Beim Laichen in FWH beobachtet, ca. 100 - 150 Individuen.
12.04.2017	UW7	Beim Laichen in der UW beobachtet.
17.04.2018	FWH6	Beim Laichen in FWH beobachtet, ca. 100 - 150 Individuen.
09.04.2020	FWH6	Beim Laichen in FWH beobachtet, ca. 100 - 150 Individuen.

5.1.8 Weitere Fischarten und Befischungen

Vergleich der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

Außer den in den in den Kapiteln 5.1.1 bis 5.1.7 beschriebenen Fischarten wurden noch 20 weitere Fischarten bei den Bestandsaufnahmen in den UWs nachgewiesen (Tab. 9, Tab. 10, Tab. 14). Besonders Bitterling, Bachschmerle, Gründling und Laube wurden zahlreich dokumentiert. Schneider wurden in allen UWs nachgewiesen, Rutten ausschließlich in der UW6, UW7 und UW8.

Tabelle 14: Überblick über die Individuenzahlen der während der Elektrobefischungen in den Unterwasserstrecken gefangenen weiteren Fischarten. Die Fangzahlen ergeben sich jeweils aus der Summe einer Befischung im Frühjahr und Herbst je UW. Zahlen in Klammern geben Schätzwerte der Anzahl an betäubten, aber nicht entnommenen, Individuen wieder. UW4/UW5/UW6/UW7/UW8 = Befischungsstrecke unterhalb der Illerstufe 4/5/6/7/8.

Art	Altersklasse	UW4			UW5			UW6			UW7			UW8		
		2017	2018	2019	2017	2018	2019	2017	2018	2019	2017	2018	2019	2017	2018	2019
Aal	adult	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	alle	(8325)	(5043)	(3125)	(3784)	(3110)	(3622)	(2030)	(1990)	(620)	(1237)	(1703)	(377)	(1347)	(173)	(115)
Bachschmerle	alle	0	187 (347)	194	18	282 (616)	1228	104	880 (2934)	563	12	164	430	1063	1864 (3513)	2490 (30.449)
	0+	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	8	0	2	33	0
Brachse	juvenil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	adult	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dreistachliger Stichling	alle	1353	2091 (3508)	159	1751	1177 (3630)	105	1344	465 (741)	64	202	340	35	(12.187)	1282	201
	alle	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elritze	0+	1	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0
	juvenil	4	42	21	4	28	40	12	14	38	0	2	15	2	3	11
Flussbarsch	adult	4	28	13	1	17	12	1	4	4	1	3	0	4	1	10
	alle	221	560 (1378)	253	168	687 (1149)	912	82	452 (1562)	472	104	630 (1790)	228	360	711 (1569)	1605 (4887)
Hecht	juvenil	0	2	3	0	0	1	0	0	11	0	0	0	33	7	55
	adult	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	13	1	2
Karpfen	0+	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	2	18	1
	juvenil	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	4	10	1
	adult	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3
	alle	0	72 (166)	0	4	107 (288)	0	76	1167 (2050)	1802	10	732 (4794)	450	67	283 (1593)	218
Mühlkoppe	alle	185	122	189	123	208	376	90	194	47	50	122	62	3	4	1
Rapfen	juvenil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	10	0
Rotfeder	0+	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
	juvenil & adult	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	11	3	3
Rotaugen	0+	0	0	2	0	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	6
	juvenil	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1
	adult	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
	juvenil	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	5	0	10
Rutte	adult	0	0	0	0	0	0	3	1	1	0	1	2	1	0	0
	adult	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Saibling	0+	1	0	2	0	0	0	5	42	0	0	3	0	0	91	1
	juvenil	1	14	6	0	15	18	9	40	9	2	13	1	117	263	73
Schleie	adult	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	8	4
	alle	0	130	97	0	9 (25)	5	161	154 (458)	207	82	194 (683)	283	0	2	10
Schneider	juvenil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
	adult	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Entwicklung der Fangzahlen in den Unterwasserstrecken

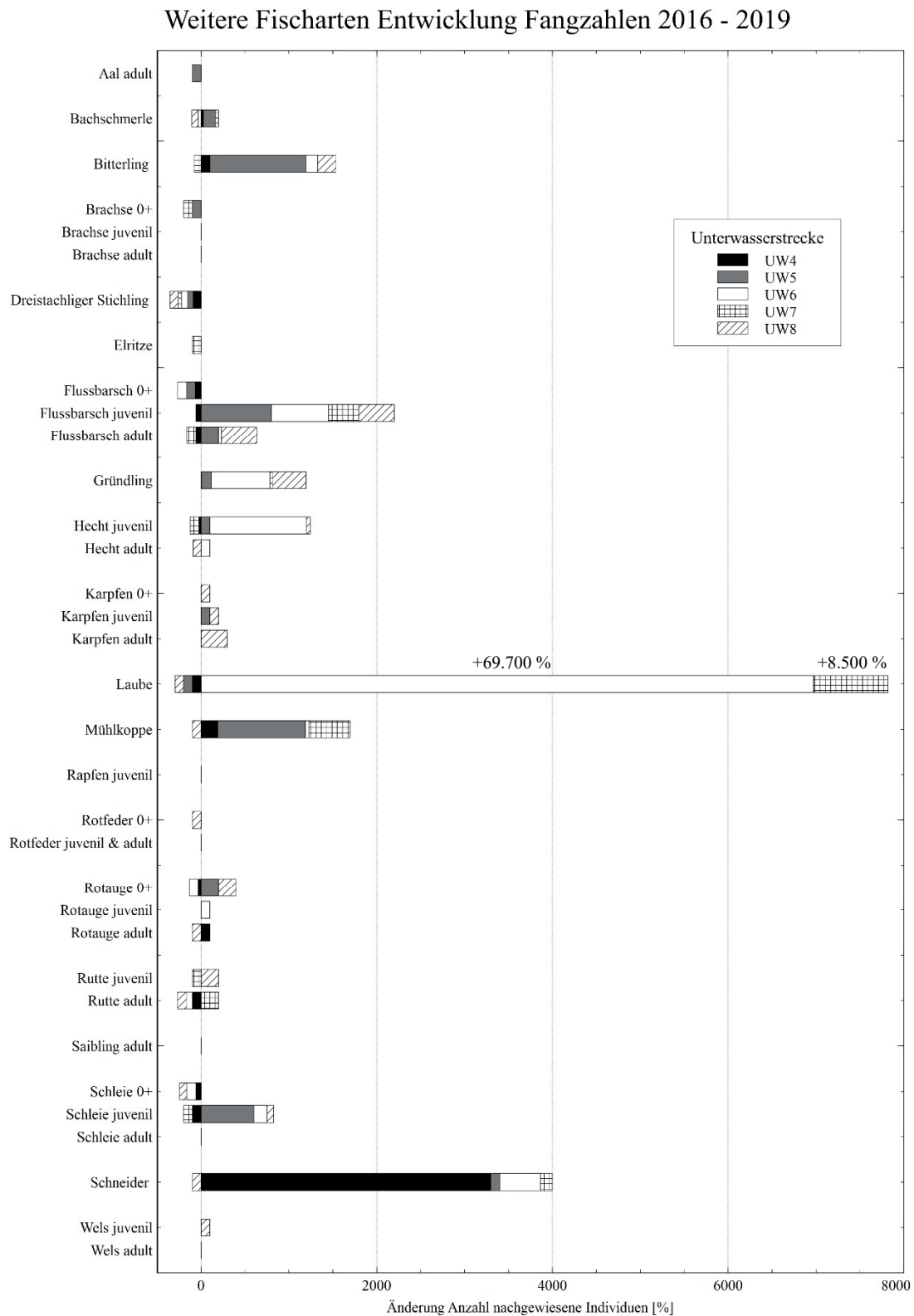


Abbildung 73: Entwicklung der zwischen den Herbstbefischungen 2016 und 2019 nachgewiesenen Individuenzahlen weiterer Fischarten in Prozent. Die Balkenlängen der Laube in der UW6 und UW7 wurden zur besseren Darstellung um den Faktor 10 verkleinert.

Im Vergleich der Elektrofischungen im Herbst 2019 mit denen im Herbst 2016 nahmen die Fangzahlen des Gründlings in allen UWs zu (UW4: +5,0 %, UW5: +113,4 %, UW6: +666,7 %, UW7: +28,2 %, UW8: +382,7 %). Ebenso wurden Zunahmen der Fangzahlen von Bitterling, Flussbarsch adult, Mühlkoppe und Schneider in einem Großteil der UWs zwischen den Elektrofischungen im Herbst 2016 und 2019 dokumentiert (Bitterling: UW4: +100,0 %, UW5: +1.093,8 %, UW6: +131,7 %, UW7: -76,9 %, UW8: +211,5 %; Flussbarsch adult: UW4: -60,0 %, UW5: +200,0 %, UW6: +33,3 %, UW7: -100,0 %, UW8: +400,0 %; Mühlkoppe: UW4: +188,9 %, UW5: +1.000,0 %, UW6: +36,8 %, UW7: +470,0 %, UW8: -100,0 %; Schneider: UW4: +3.300,0 %, UW5: +100,0 %, UW6: +462,1 %, UW7: +137,0 %, UW8: -100,0 %). Die Fangzahlen der Laube und der Rutte adult nahmen im Vergleich der Herbstbefischungen 2016 und 2019 in mehr UWs ab als zu (Laube: UW4: -100,0 %, UW5: -100,0 %, UW6: +69.700,0 %, UW7: +8.500 %, UW8: -96,2 %; Rutte: UW4: -100,0 %, UW5: 0,0 %, UW6: -66,7 %, UW7: +200,0 %, UW8: -100,0 %). Die Fangzahlen des Dreistachligen Stichlings nahmen im Vergleich der Elektrofischungen im Herbst 2019 mit denen im Herbst 2016 in allen UWs ab (UW4: -88,2 %, UW5: -63,0 %, UW6: -71,9 %, UW7: -36,2 %, UW8: -92,2 %; Abb. 73).

Vergleich der Fangzahlen in den Fischwanderhilfen

In den FWHs wurden massenhaft Bachschmerlen und Dreistachlige Stichlinge dokumentiert, ebenso wurden Bitterlinge und Gründlinge in hohen Individuenzahlen nachgewiesen (Mittelwert von drei Elektrofischungen im Frühjahr 2017, 2018 und 2019 in Individuen/100 m: Bachschmerle: FWH4: 327,8, FWH5: 745,6, FWH6: 319,2, FWH7: 246,1, FWH8: 406,7; Dreistachliger Stichling: FWH4: 163,9, FWH5: 118,9, FWH6: 93,4, FWH7: 37,3, FWH8: 74,3; Bitterling: FWH4: 0,8, FWH5: 40,2, FWH6: 68,3, FWH7: 33,9, FWH8: 1,6; Gründling: FWH4: 10,4, FWH5: 31,7, FWH6: 18,4, FWH7: 14,0, FWH8: 16,0). Auch Mühlkoppen wurden in allen FWHs zahlreich dokumentiert (Mittelwert von drei Elektrofischungen im Frühjahr 2017, 2018 und 2019 in Individuen/100 m: FWH4: 2,2, FWH5: 13,9, FWH6: 14,2, FWH7: 4,1, FWH8: 1,1).

Weitere Fischarten mittlere Individuenzahlen Elektrofischungen Fischwanderhilfen

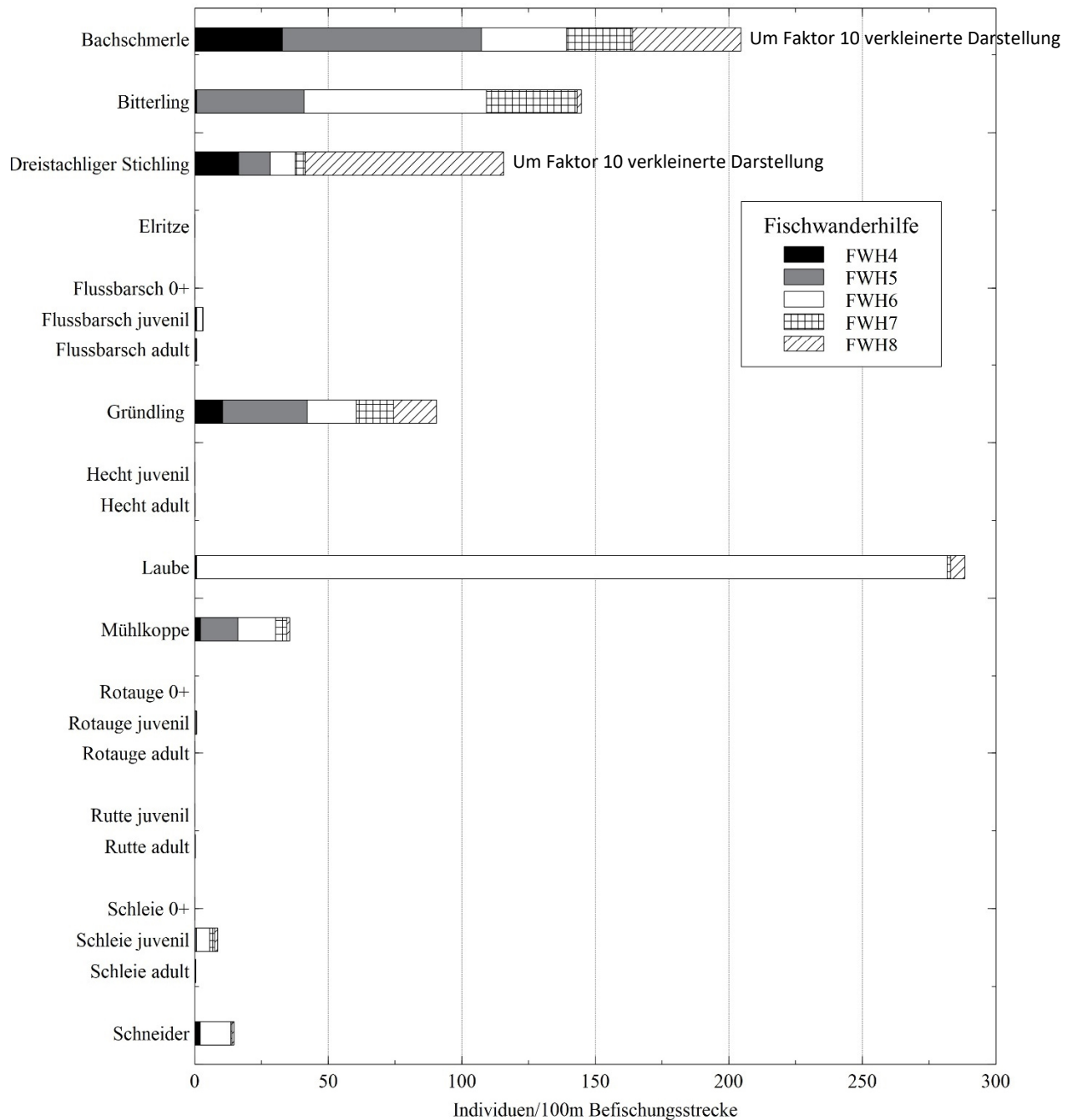


Abbildung 74: Fangzahlen weiterer Fischarten in Individuen/100 m Befischungsstrecke in den Fischwanderhilfen um die Illerstufen 4, 5, 6, 7 und 8 (FWH4, FWH5, FWH6, FWH7 und FWH8). Die Fangzahlen ergeben sich aus dem Durchschnitt von drei Elektrofischungen pro Fischwanderhilfe im Frühjahr/Frühsummer 2017, 2018 und 2019. Die Balkenlängen von Bachschmerle und Dreistachliger Stichling wurden zur besseren Darstellung um den Faktor 10 verkleinert.

Die Fangzahlen der Laube schwankten stark zwischen den einzelnen FWHs (Mittelwert von drei Elektrofischungen im Frühjahr 2017, 2018 und 2019 in Individuen/100 m: FWH4: 0,5; FWH5: 0,2; FWH6: 281,0; FWH7: 1,2; FWH8: 5,4). In allen FWHs wurden außerdem Schleien der Altersklasse juvenil und in der FWH4,

FWH5 und FWH7 auch der Altersklasse adult nachgewiesen. Ebenso wurden Schneider in allen FWHs dokumentiert, in der FWH5 jedoch nur in geringer Fangzahl (Mittelwert von drei Elektrobefischungen im Frühjahr 2017, 2018 und 2019 in Individuen/100 m: Schleie juvenil: FWH4: 0,2, FWH5: 0,5, FWH6: 4,9, FWH7: 1,8, FWH8: 1,2; Schleie adult: FWH4: 0,06, FWH5: 0,2, FWH6: 0,0, FWH7: 0,07, FWH8: 0,0; Schneider: FWH4: 2,0, FWH5: 0,007, FWH6: 11,5, FWH7: 0,4, FWH8: 0,8; Abb. 74).

Winterbefischung der Fischwanderhilfen 2018

Bei den Bestandsaufnahmen in den FWHs im späten Winter 2018 wurden 20 Arten nachgewiesen (Abb. 75). Bachschmerle, Döbel, Dreistachliger Stichling und Gründling wurden zahlreich dokumentiert (jeweils Individuen/100 m Befischungsstrecke: Bachschmerle: FWH4: 41,9, FWH5: 165,2, FWH6: 33,0, FWH7: 149,6, FWH8: 42,0; Döbel 0+: FWH4: 5,5, FWH5: 0,0, FWH6: 11,4, FWH7: 8,8, FWH8: 17,0; Döbel juvenil: FWH4: 12,4, FWH5: 0,0, FWH6: 18,9, FWH7: 17,7, FWH8: 36,8; Döbel adult: FWH4: 0,0, FWH5: 0,0, FWH6: 1,5, FWH7: 2,6, FWH8: 0,2; Dreistachliger Stichling: FWH4: 259,0, FWH5: 7,1, FWH6: 43,0, FWH7: 21,3, FWH8: 103,2; Gründling: FWH4: 9,3, FWH5: 0,0, FWH6: 0,6, FWH7: 18,7, FWH8: 47,9). Ebenso wurden in allen FWHs Mühlkoppfen aufgezeigt (jeweils Individuen/100 m: FWH4: 1,1, FWH5: 0,7, FWH6: 0,2, FWH7: 1,9, FWH8: 2,4). Vereinzelt wurden auch juvenile Nasen und Huchen dokumentiert (jeweils Individuen/100 m Befischungsstrecke: Nase juvenil: FWH4: 0,2, FWH5: 0,0, FWH6: 0,0, FWH7: 0,3, FWH8: 0,2; Huchen juvenil: FWH4: 0,0, FWH5: 0,0, FWH6: 0,0, FWH7: 0,1, FWH8: 0,0; Huchen adult: FWH4: 0,0, FWH5: 0,0, FWH6: 0,0, FWH7: 0,1, FWH8: 0,0), wohingegen keine adulten Nasen oder Nasen der Altersklasse 0+ nachgewiesen wurden.

Elektrobefischungen Fischwanderhilfen Winter 2018

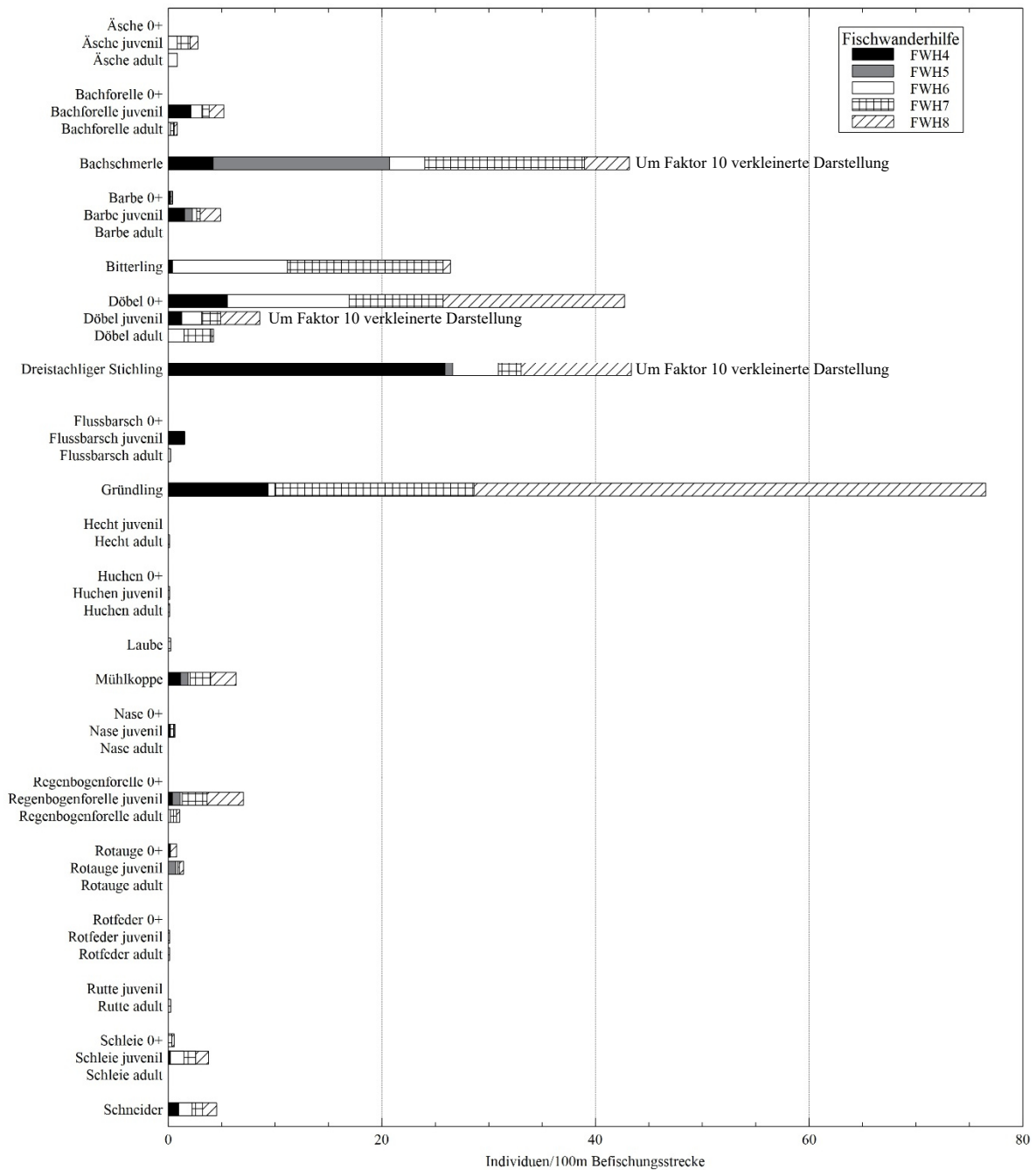


Abbildung 75: Fangzahlen der Elektrobefischungen der Fischwanderhilfen im späten Winter 2018 („Winterbefischung 2018“) in Individuen/100 m Befischungsstrecke. Die Darstellung der Arten/Altersklassen Bachschmerle, Döbel juvenil und Dreistachliger Stichling wurden jeweils um den Faktor 10 verkleinert dargestellt.

5.1.9 Nicht-metrische multidimensionale Skalierung

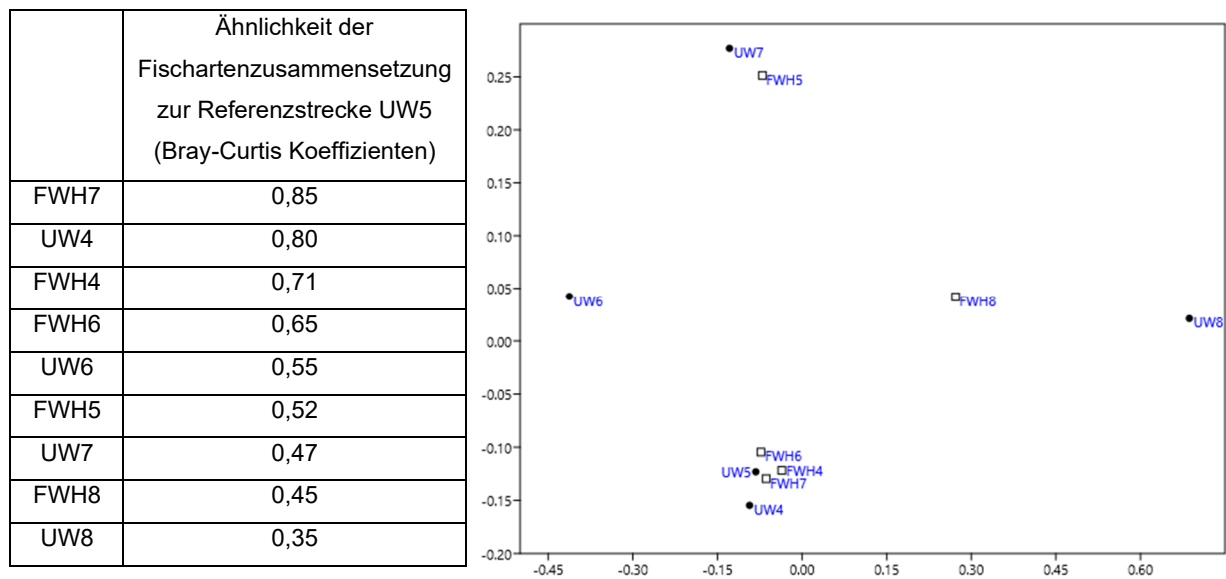


Abbildung 76: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung der Ähnlichkeit der während den Elektrofischungen in den verschiedenen Probestrecken nachgewiesenen Fischartenzusammensetzungen basierend auf Bray-Curtis Koeffizienten. Es wurden jeweils die Abundanzen der Fänge einer Elektrofischung im Frühjahr 2017, 2018 und 2019 addiert. In der zugehörigen Tabelle wird die Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung in den untersuchten Probestrecken zur Referenzstrecke UW5 angegeben, ebenfalls basierend auf Bray-Curtis Koeffizienten.

Die höchste Ähnlichkeit zu der Artenzusammensetzung in der UW5 wurde in der FWH7 dokumentiert (Bray-Curtis similarity: 0,85). Die ähnlichste Unterwasserstrecke zur UW5 bezüglich der Artenzusammensetzung ist die UW4 (Bray-Curtis similarity: 0,80). In allen anderen Probestrecken wurde jeweils in der FWH eine ähnlichere Artenzusammensetzung zu der Referenzstrecke UW5 nachgewiesen als in der UW. Dies ist auch an der in der UW besonders stark anthropogen veränderten Illerstufe 8 (UW8 und FWH8) der Fall (Abb. 76).

5.1.10 Diversität

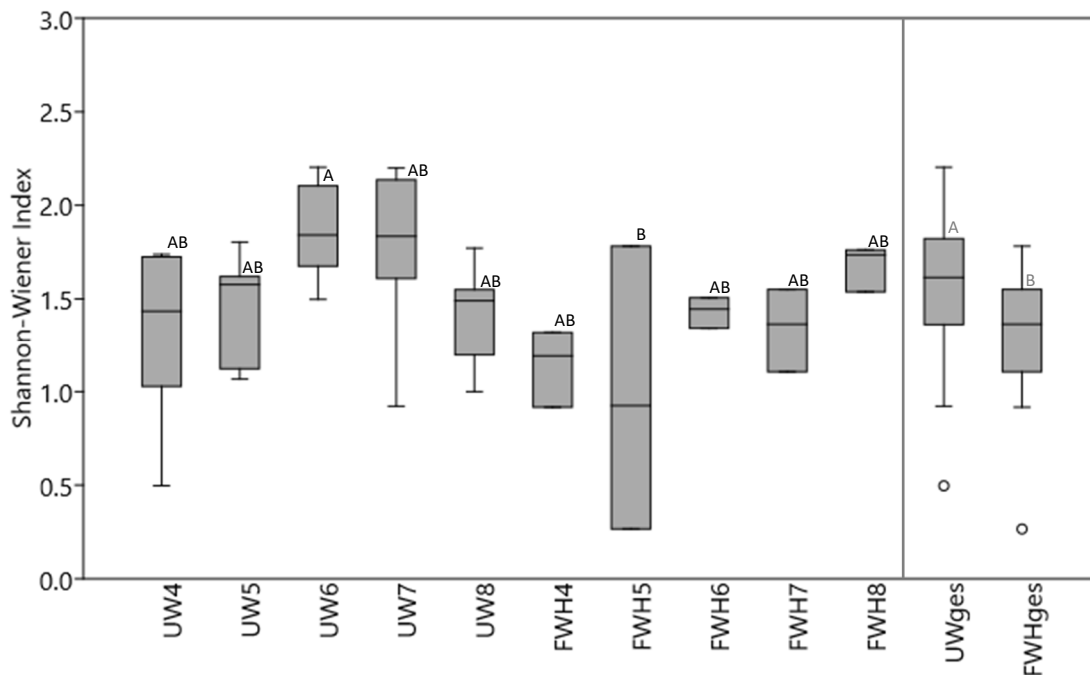


Abbildung 77: Shannon-Wiener Indizes der Fangergebnisse der Elektrofischungen in den untersuchten Probestrecken. In den Unterwasserstrecken UW4, UW5, UW6, UW7 und UW8 wurde jeweils eine Elektrofischung im Herbst 2016, 2017, 2018 und 2019 sowie im Frühjahr 2017, 2018 und 2019 durchgeführt, in den Fischwanderhilfen FWH4, FWH5, FWH6, FWH7 und FWH8 jeweils eine Elektrofischung im Frühjahr 2017, 2018 und 2019. Zwischen mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichneten Probestrecken sind signifikante Unterschiede ($p < 0,05$; Tukey HSD Test, dunkle Buchstaben bzw. ANOVA, helle Buchstaben) vorhanden. UWges = Summe der Unterwasserstrecken UW4, UW5, UW6, UW7 und UW8; FWHges = Summe der Fischwanderhilfen FWH4, FWH5, FWH6, FWH7 und FWH8.

Die höchsten Artendiversitäten wurden in der UW6 und UW7 dokumentiert (Median des Shannon-Wiener Index: jeweils 1,84), die niedrigste in der FWH5 (Median des Shannon-Wiener Index: 0,93). Die höchste Artendiversität der FWHs wurde in der FWH8 aufgezeigt (Median des Shannon-Wiener Index: 1,74), die niedrigste der UWs in der UW4 (Median des Shannon-Wiener Index: 1,44). Die Diversität zwischen der UW6 und der FWH5 unterscheidet sich signifikant (Tukey HSD Test: $p < 0,05$), zwischen den anderen Probestrecken sind keine signifikanten Unterschiede der Diversität vorhanden (Tukey HSD Test: $p > 0,05$). Vergleicht man die Shannon-Wiener Indizes aller Elektrofischungen in den UWs mit allen in den FWHs, so ist der Shannon-Wiener Index der UWs (Median: 1,61) signifikant höher als der der FWHs (Median: 1,37; ANOVA: $p < 0,05$; Abb. 77).

5.1.11 Anteil Individuen rheophiler Fischarten

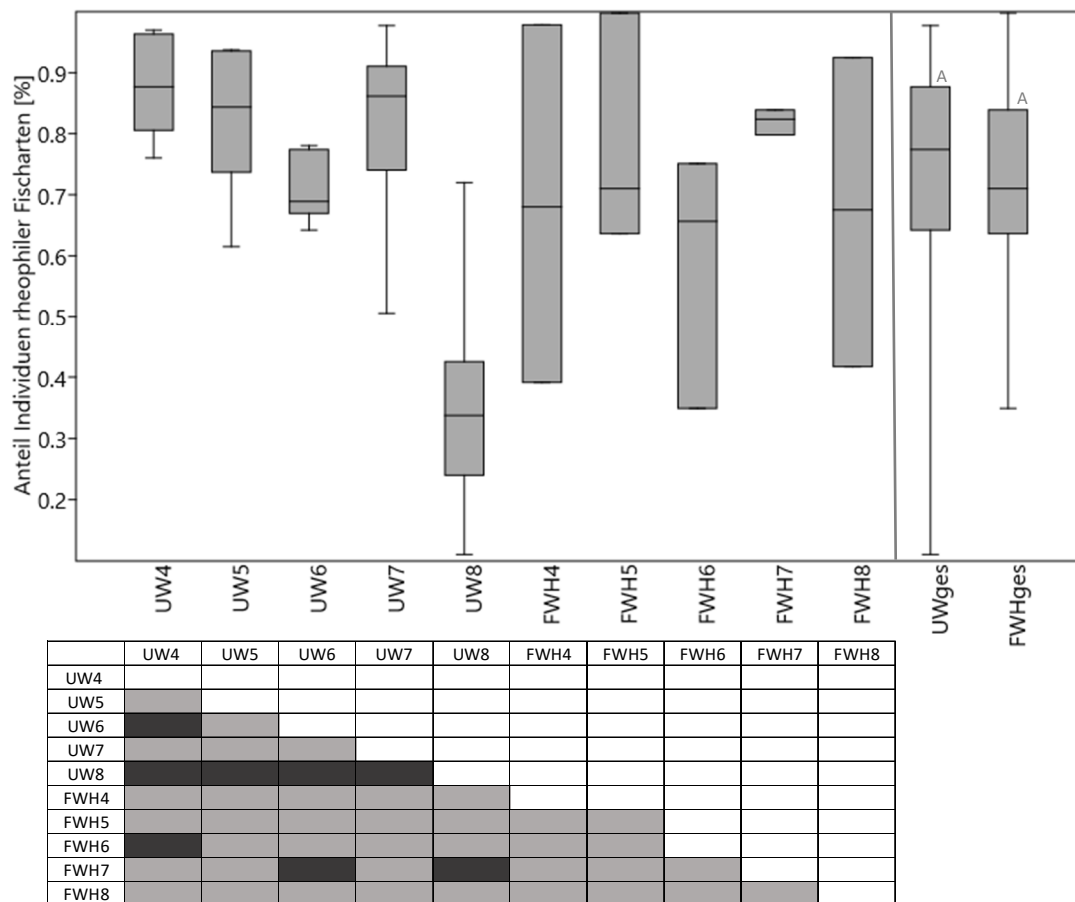


Abbildung 78: Anteil von Individuen rheophiler Fischarten am Gesamtumfang der Elektrofischungen in den jeweiligen Probestrecken. In den Unterwasserstrecken UW4, UW5, UW6, UW7 und UW8 wurde jeweils eine Elektrofischung im Herbst 2016, 2017, 2018 und 2019 sowie im Frühjahr 2017, 2018 und 2019 durchgeführt, in den Fischwanderhilfen FWH4, FWH5, FWH6, FWH7 und FWH8 jeweils eine Elektrofischung im Frühjahr 2017, 2018 und 2019. Signifikante Unterschiede zwischen den Unterwasserstrecken und Fischwanderhilfen gesamt (UWges bzw. FWHges) wurden mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet (Kruskal-Wallis Test, $p < 0,05$). Signifikanzen zwischen den einzelnen Probestrecken (Mann-Whitney pairwise post-hoc Test, $p < 0,05$) wurden mittels einer Tabelle dargestellt. Helle Felder: keine signifikanten Unterschiede vorhanden, dunkle Felder: signifikante Unterschiede vorhanden. UWges = Summe der Unterwasserstrecken UW4, UW5, UW6, UW7 und UW8; FWHges = Summe der Fischwanderhilfen FWH4, FWH5, FWH6, FWH7 und FWH8.

Die höchsten Anteile von Individuen rheophiler Fischarten wurden in der UW4 (Median: 0,88) und in der UW7 (Median: 0,86) nachgewiesen, der niedrigste Anteil in der UW8 (Median: 0,34). In den FWHs wurde der höchste Anteil von Individuen rheophiler Fischarten in der FWH7 (Median: 0,82), der niedrigste in der FWH6 dokumentiert (Median: 0,66). An den Illerstufen 4, 5, 6 und 7 wurde jeweils in der UW ein leicht höherer Median des Anteils von Individuen rheophiler Fischarten aufgezeigt als in der FWH. Dagegen wurde an der in der UW stark anthropogen veränderten Illerstufe 8 in der FWH ein deutlich höherer Anteil von rheophilen Fischarten aufgezeigt (Median: 0,68) als in der UW (Median: 0,33). Vergleicht man alle Elektrofischungen

in den UWs mit allen in den FWHs, so wurde in den UWs ein leicht höherer Anteil von Individuen rheophiler Fischarten nachgewiesen als in den FWHs (UW: Median: 0,77; FWH: Median: 0,71), wobei der Unterschied statistisch nicht signifikant ist (Kruskal-Wallis Test: $p > 0,05$; Abb. 78).

5.1.12 Bewertung des ökologischen Potenzials für die Qualitätskomponente Fische

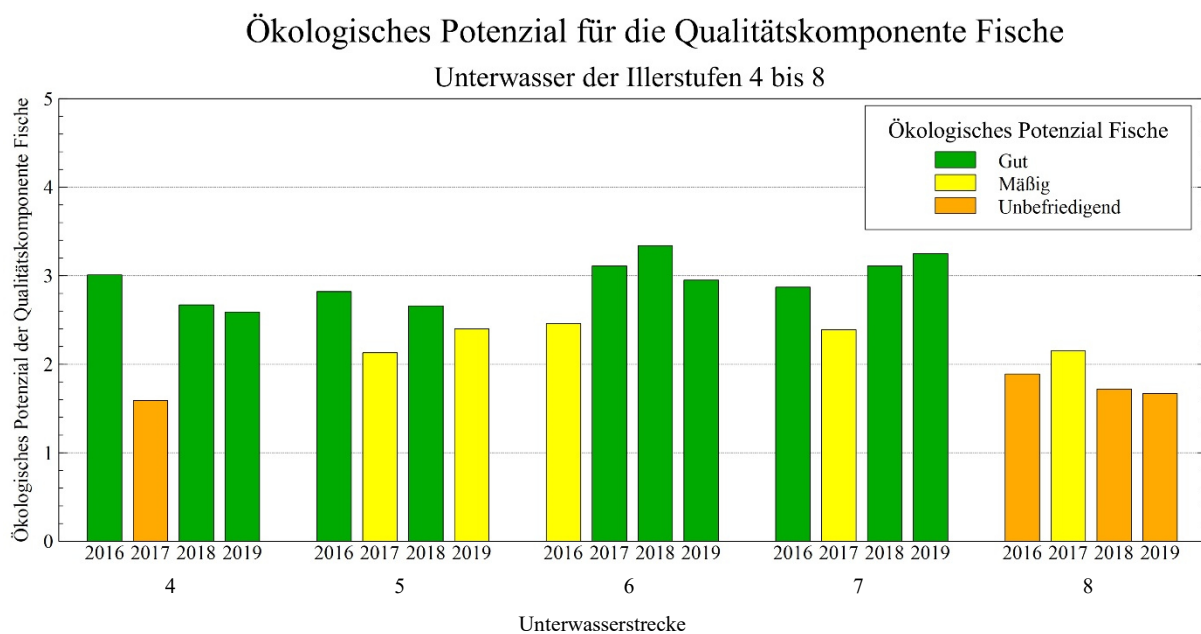


Abbildung 79: Ökologisches Potenzial für die Qualitätskomponente Fische in den Unterwasserstrecken UW4, UW5, UW6, UW7 und UW8.

In der Referenzstrecke UW5 schwankte das ökologische Potenzial für die Qualitätskomponente Fische zwischen einem mäßigen und guten Potenzial, nahm jedoch zwischen 2016 und 2019 ab. Ebenso nahm das ökologische Potenzial für die Qualitätskomponente Fische in der UW4 zwischen 2016 und 2019 ab, wurde jedoch 2019 noch „gut“ eingestuft. Sowohl in der UW6 als auch in der UW7 wurde eine Zunahme des ökologischen Potenzials zwischen 2016 und 2019 dokumentiert, in beiden Gewässerstrecken wurde die Qualitätskomponente Fische 2019 „gut“ eingestuft. In der UW8 war die Bewertung der Qualitätskomponente Fische jedes Jahr des Projektzeitraums „unbefriedigend“, außer 2017 („mäßig“). Das sehr gute ökologische Potenzial für die Qualitätskomponente Fische wurde in keiner Probestrecke aufgezeigt (Abb. 79).

5.2 Farbmarkierungen

5.2.1 Elektrofischungen

Tabelle 15: Arten und Anzahlen der Fische, die bei Elektrofischungen in den Unterwasserstrecken (UWs) und Fischwanderhilfen (FWHs) der Illerstufen 4 bis 8 markiert sowie bei Elektrofischungen und in den Zählbecken wiedergefangen wurden.

Art		Anzahl in UWs markiert	Anzahl in FWHs markiert	Anzahl bei Elektrofischungen wiedergefangen	Anzahl in Zählbecken wiedergefangen
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	233	29	2	5
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	37	49	3	6
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	147	142	12	6
Brachse	<i>Abramis brama</i>	1	0	0	0
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>	855	437	180	29
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	25	1	0	3
Hecht	<i>Esox lucius</i>	67	4	0	2
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	6	3	0	2
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	4	0	0	0
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	50	0	0	0
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	109	41	2	6
Rutte	<i>Lota lota</i>	19	3	0	0
Saibling	<i>Salvelinus sp.</i>	3	1	0	0
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	14	1	1	1
Summe		1.570	711	200	60
		2.281			

Bei den Elektrofischungen in den UWs wurden 1.570 Individuen aus 14 Arten markiert, in den FWHs 711 Individuen aus 11 Arten. Die häufigsten in den UWs markierten Arten waren Döbel (855 Markierungen), Äsche (233 Markierungen), Barbe (147 Markierungen) und Regenbogenforelle (109 Markierungen). Bei den Elektrofischungen in den FWHs wurden am häufigsten Döbel (437 Markierungen), Barbe (142 Markierungen), Bachforelle (49 Markierungen) und Regenbogenforelle (41 Markierungen) markiert (Tab. 15). 8,8 % (200 Individuen) der bei Elektrofischungen markierten Fische wurden bei Elektrofischungen erneut gefangen, 2,6 % (60 Individuen) in den Zählbecken der FWHs.

Die Wiederfangraten markierter Fische bei Elektrobefischungen und in den Zählbecken fielen je nach Art unterschiedlich aus. In den UWs markierte Flussbarsche wurden in einem hohen Anteil in den Zählbecken wiedergefangen (12,0 %, 3 Individuen), Döbel und Barben in einem geringen Anteil (0,35 %, 3 Individuen bzw. 0,68 %, 1 Individuum). Die hohen Wiederfangraten des Huchens kommen vor allem durch die geringen Anzahlen von markierten Individuen zustande (Markierung in UW – Wiederfang in Zählbecken: 16,7 %, 1 Individuum; Markierung in FWH – Wiederfang in Zählbecken: 33,3 %, 1 Individuum), ebenso der Schleie (Markierung in FWH – Wiederfang in Zählbecken: 100,0 %, 1 Individuum). Ein hoher Anteil der in den FWHs markierten Regenbogenforellen, Bachforellen und Hechte wurde in den Zählbecken erneut dokumentiert (Regenbogenforelle: 14,6 %, 6 Individuen; Bachforelle: 10,2 %, 5 Individuen; Hecht: 25,0 %, 1 Individuum). Bei Döbeln wurde hierbei ein niedrigerer Anteil aufgezeigt (5,9 %, 26 Individuen), es wurde jedoch ein hoher Anteil von bei Elektrobefischungen in FWHs markierten Döbeln, bei späteren Befischungen erneut in diesen gefangen (13,9 %, 61 Individuen; Abb. 80, Tab. 15).

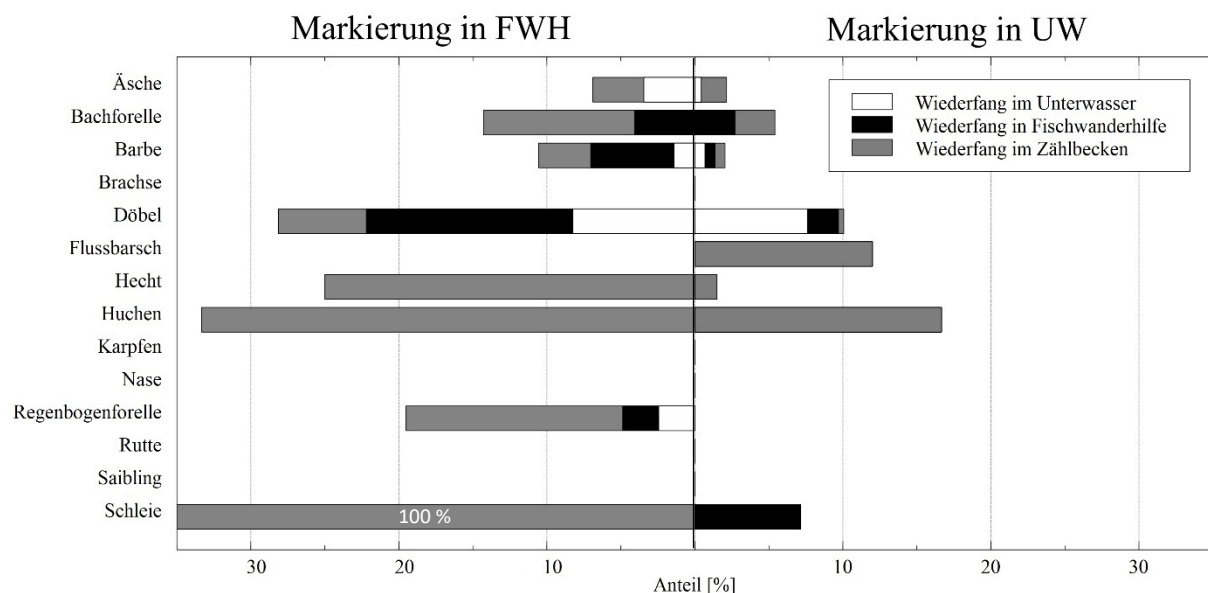


Abbildung 80: Anteil der bei Elektrobefischungen in den Fischwanderhilfen um die Illerstufen 4 bis 8 (FWH) und Unterwasserstrecken der Illerstufen 4 bis 8 (UW) markierten Fische, die anschließend bei Elektrobefischungen in den Kraftwerksunterwasserstrecken des Hauptflusses („Unterwasser“) und Fischwanderhilfen sowie in den Zählbecken wiedergefangen wurden.

5.2.2 Zählbecken

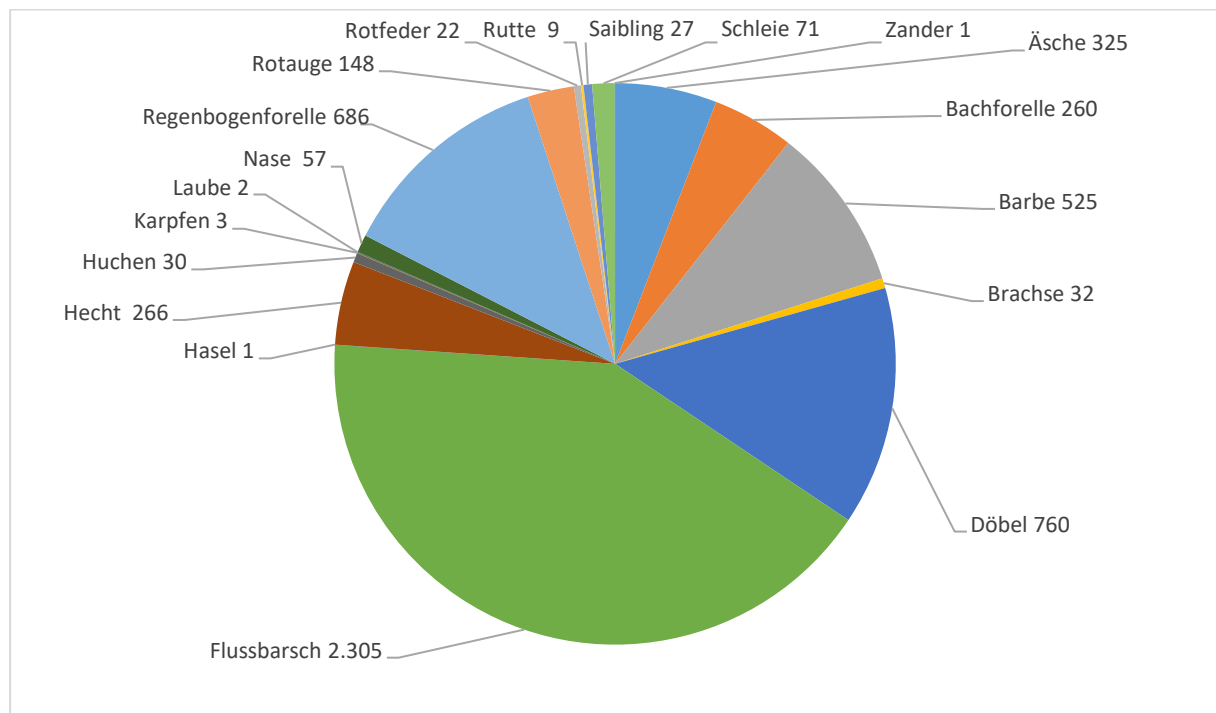


Abbildung 81: Überblick über die in den Zählbecken markierten Fischarten und Individuenzahlen.

In den fünf Zählbecken der FWHs des Untersuchungsgebiets wurden 5.530 Individuen aus 19 Fischarten markiert, dies entspricht 11,0 % der insgesamt in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen. Am häufigsten wurden Flussbarsch (2.305 Markierungen), Döbel (760 Markierungen), Regenbogenforelle (686 Markierungen) und Barbe (525 Markierungen) markiert (Abb. 81). Bereits markierte Individuen wurden 859 Mal erneut in einem Zählbecken dokumentiert. Dies entspricht einer Wiederfangrate markierter Individuen von 15,5 %. Davon wurden markierte Fische 777 Mal (90,5 % der Wiederfänge) in stromaufliegenden Zählbecken erneut dokumentiert und 82 Mal (9,5 % der Wiederfänge) im selben Zählbecken.

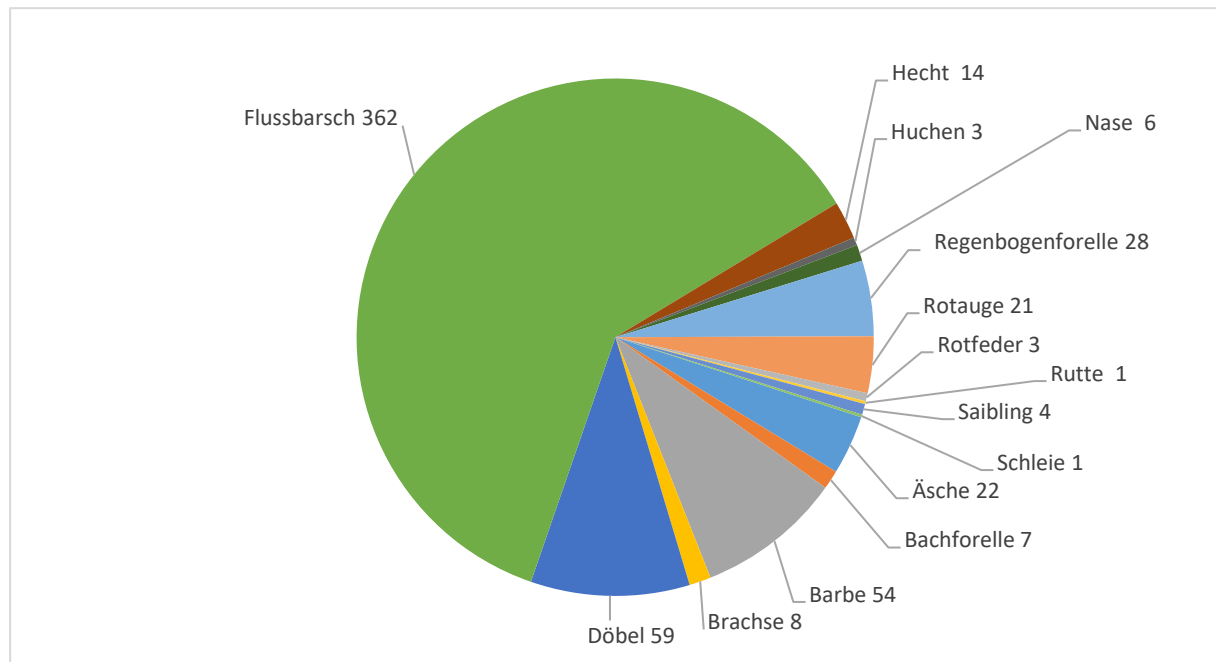


Abbildung 82: Überblick über die Individuenzahlen verschiedener Fischarten, von denen Aufstiege über zwei oder mehr Fischwanderhilfen hinweg dokumentiert wurden.

Aufstiege über zwei oder mehr FWHs hinweg wurden am häufigsten von Flussbarschen dokumentiert (362 Individuen), gefolgt von Döbeln (59 Individuen) und Barben (54 Individuen). Auch von Regenbogenforellen (28 Individuen), Äschen (22 Individuen) und Rotaugen (21 Individuen) wurden regelmäßig Aufstiege über zwei oder mehr FWHs hinweg belegt. Dagegen wurden Aufstiege über zwei oder mehr FWHs hinweg von Huchen (3 Individuen), Rotfedern (3 Individuen), Rutten (1 Individuum) und Schleien (1 Individuum) nur von Einzelindividuen aufgezeigt (Abb. 82).

Die weitesten Aufstiege wurden über vier FWHs hinweg nachgewiesen (5 Flussbarsche). Aufstiege über drei FWHs hinweg wurden von Äsche, Barbe, Döbel, Flussbarsch, Hecht, Nase, Regenbogenforelle, Rotaugen, Rotfeder und Saibling dokumentiert. Aufstiege von Brachse und Flussbarsch wurden jeweils zu Anteilen von über 15,0 % über zwei oder mehr FWHs hinweg aufgezeigt, von Barbe, Nase, Rotaugen, Rotfeder, Rutte und Saibling zu Anteilen von jeweils über 10,0 % (Abb. 83). Von Hasel, Karpfen, Laube und Zander wurden jeweils weniger als drei Individuen markiert und dabei keine Wanderbewegungen über 2 oder mehr FWHs hinweg nachgewiesen (Abb. 82, Abb. 83).

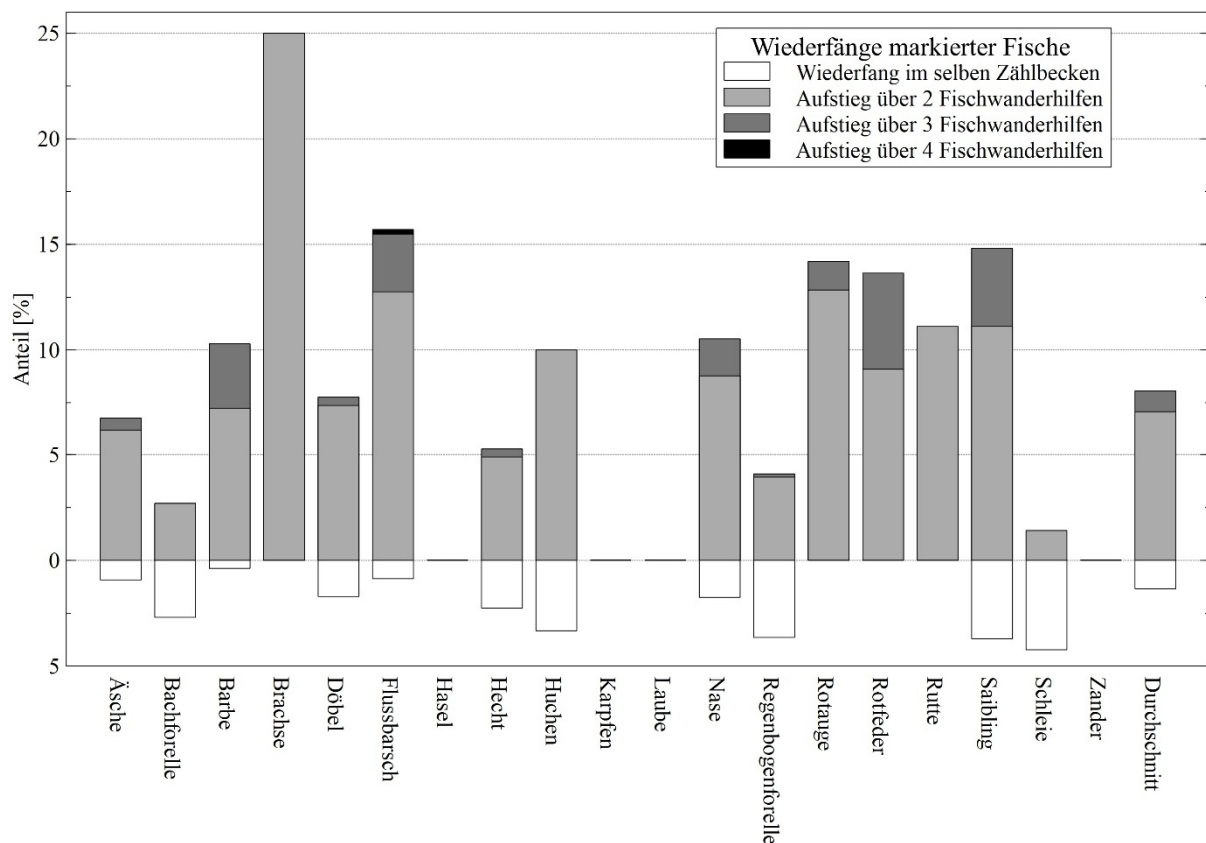


Abbildung 83: Überblick über die Anteile von markierten Fischen, die über zwei und mehr Fischwanderhilfen hinweg aufgestiegen oder in dem gleichen Zählbecken, in dem sie markiert worden sind, erneut gefangen wurden.

Wiederfänge im selben Zählbecken, in dem die Fische markiert wurden, wurden von Äsche, Barbe und Flussbarsch mit Anteilen unter 1,0 % der markierten Individuen aufgezeigt. Markierte Individuen von Bachforelle, Hecht, Huchen, Regenbogenforelle, Saibling und Schleie wurden mit Anteilen von jeweils über 2,0 % in demselben Zählbecken, in dem sie markiert worden sind, erneut gefangen (Abb. 83).

Vergleich der Aufstiege markierter Flussbarsche zum stromaufwärts nächsten Zählbecken

Die Anteile der in einem Zählbecken markierten Flussbarsche, die im stromaufliegenden Zählbecken wiedergefangen wurden, unterscheiden sich zwischen den untersuchten FWHs deutlich. 5,2 % der im Zählbecken der FWH8 markierten Flussbarsche, wurden im Zählbecken der FWH7 wiedergefangen. Im Zählbecken der FWH6 wurden 21,6 % der im Zählbecken der FWH7 markierten Flussbarsche erneut

nachgewiesen. 29,9 % der Flussbarsche, die im Zählbecken der FWH6 markiert wurden, wurden im Zählbecken der FWH5 dokumentiert. Im Zählbecken der FWH4 wurden 18,5 % der im Zählbecken der FWH5 markierten Flussbarsche erneut gefangen (Abb. 84).

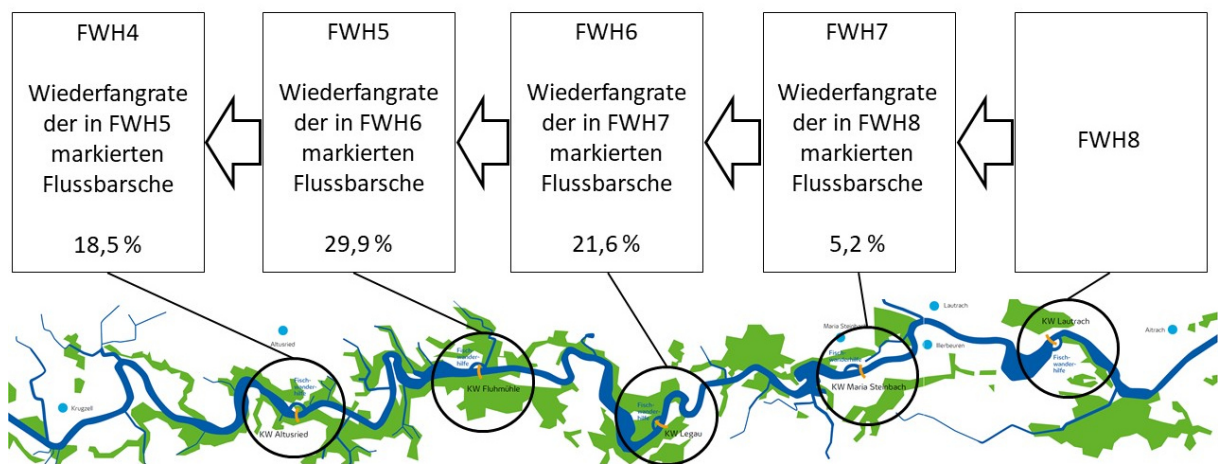


Abbildung 84: Anteile der in einem Zählbecken markierten Flussbarsche, die im stromaufliegenden Zählbecken wiedergefangen wurden.

Markante Wiederfänge

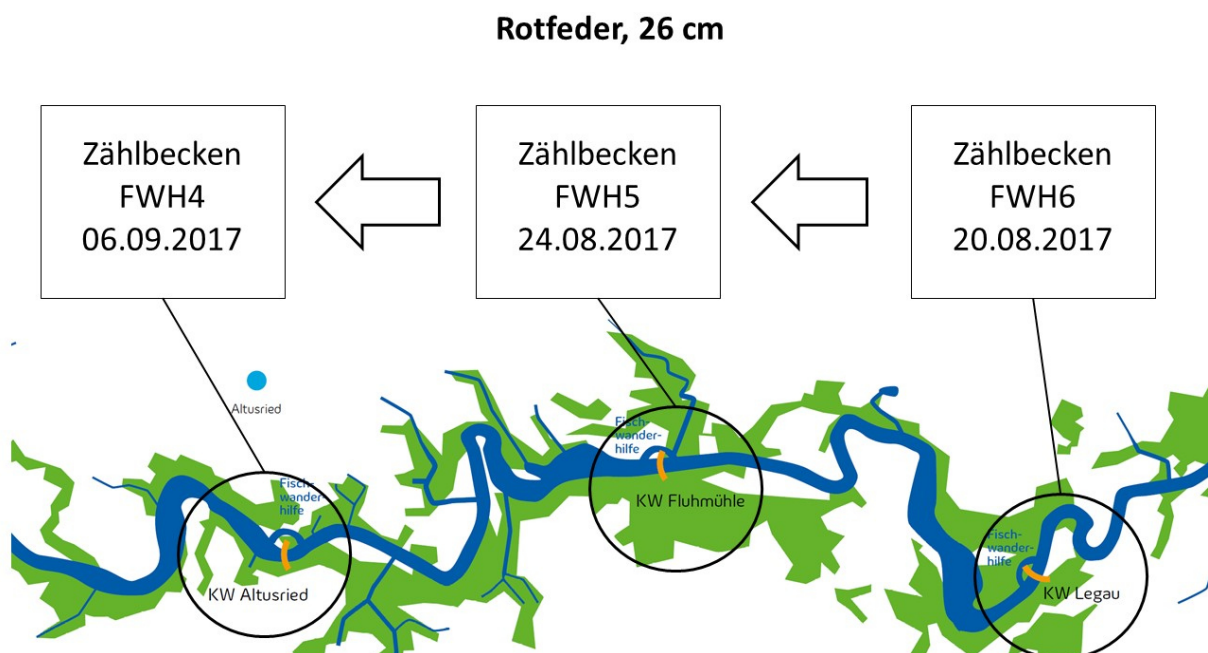


Abbildung 85: Aufstiegsbewegung einer Rotfeder mit 26 cm Gesamtlänge über drei Fischwanderhilfen hinweg.

Eine aufgrund ihrer Gesamtlänge und der Markierungen eindeutig identifizierbare, 26 cm lange Rotfeder stieg innerhalb von 18 Tagen über 3 FWHs (FWH6, FWH5 und FWH 4) hinweg auf und schwamm dabei eine Distanz von mindestens 12,7 km (Abb. 85).

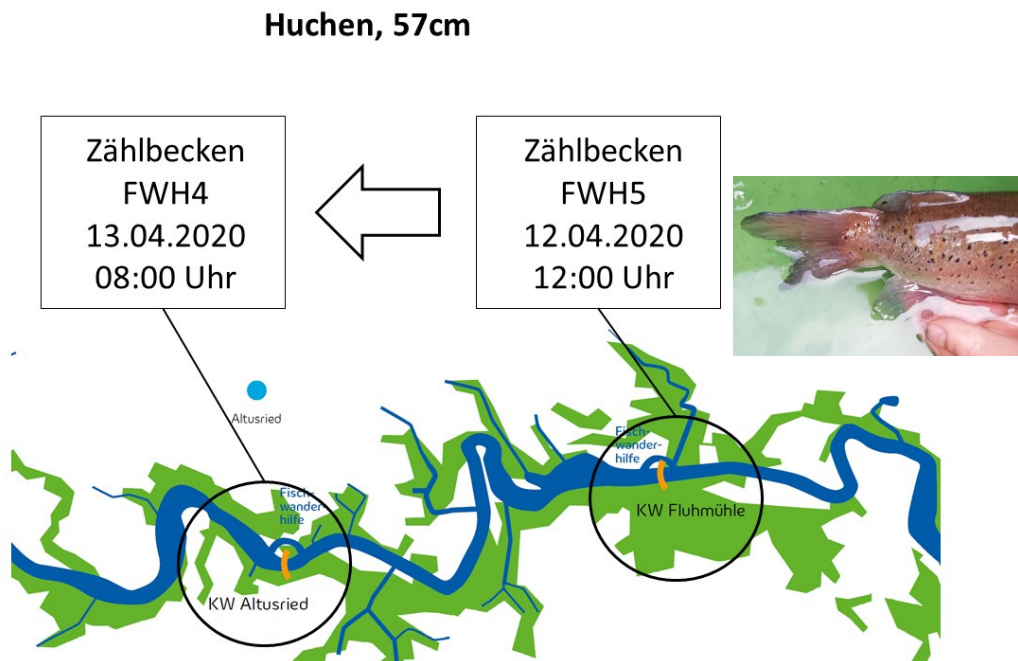


Abbildung 86: Aufstiegsbewegung eines Huchens mit 57 cm Gesamtlänge innerhalb von 20 Stunden über zwei Fischwanderhilfen hinweg und deformierte Schwanzflosse des Huchens. Bildquelle der Schwanzflosse des Huchens: Simon Weishaupt, 2020.

Ein Huchen mit 57 cm Gesamtlänge wurde innerhalb von 20 Stunden in zwei Zählbecken dokumentiert und schwamm dabei stromaufwärtsgerichtet eine Distanz von mindestens 5,95 km. Aus dem Zeitintervall zwischen den beiden Kontrollvorgängen der Zählbecken (20 Stunden) ergibt sich daraus eine stromaufwärtsgerichtete Wandergeschwindigkeit von mindestens 298 m/h. Auffallend war dabei auch, dass der Huchen eine deformierte Schwanzflosse hatte, wodurch er eindeutig identifizierbar war (Abb. 86).

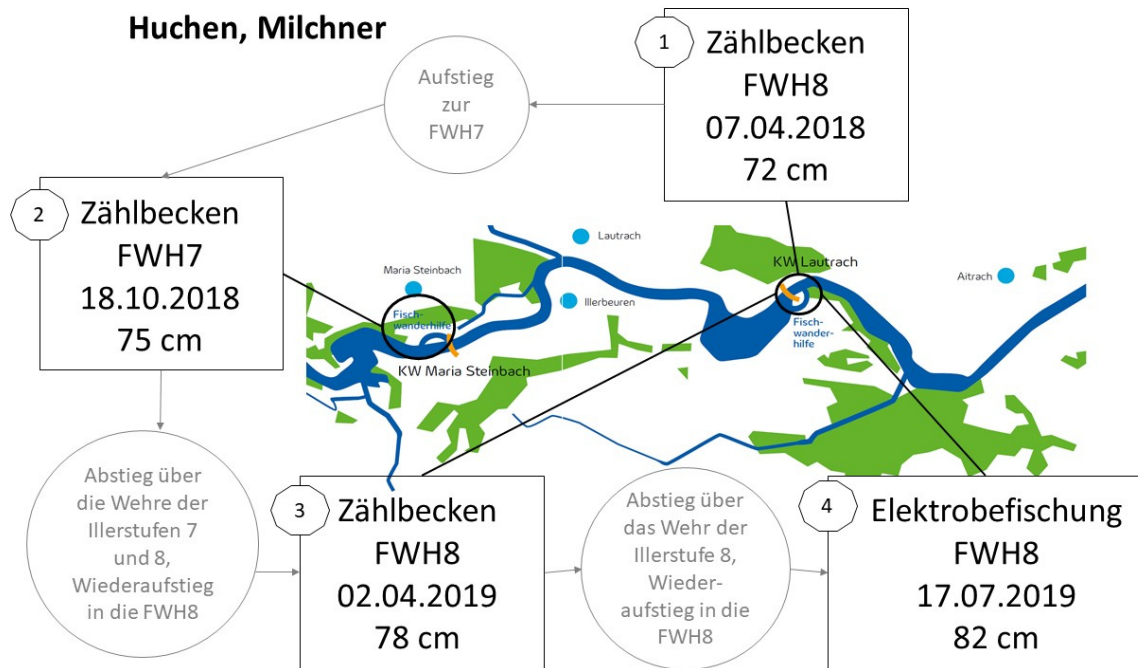


Abbildung 87: Übersicht über vier Nachweise eines Huchens mit mehreren Auf- und Abstiegsbewegungen.

Ein aufgrund der Größe und der Markierungen eindeutig identifizierbarer Huchen wurde innerhalb eines Zeitraums von einem Jahr und vier Monaten mehrmals in den Zählbecken und bei Elektrobefischungen der FWH7 und FWH8 registriert. Erstmalig wurde er am 07.04.2018 mit 72 cm Gesamtlänge im Zählbecken der FWH8 dokumentiert, anschließend wurde er am 18.10.2018 mit 75 cm Gesamtlänge im Zählbecken der FWH7 nachgewiesen. Nach einer stromabwärtsgerichteten Wanderbewegung über die Wehre der Illerstufen 7 und 8 hinweg und einem nachfolgenden Wiederaufstieg in die FWH8 wurde er am 02.04.2019 mit 78 cm Gesamtlänge im Zählbecken der FWH8 registriert. Nach einer Abstiegsbewegung über das Wehr der Illerstufe 8 hinweg und einem erneuten Wiederaufstieg in die FWH8, wurde der Huchen in dieser am 17.07.2019 mit 82 cm Gesamtlänge bei einer Elektrobefischung dokumentiert (Abb. 87).

5.3 Ergebnisse des Wandermonitorings durch die Fischwanderhilfen

5.3.1 Überblick und multivariate Betrachtungen

In den fünf Zählbecken in den FWHs des Untersuchungsgebiets wurden zwischen dem 15.08.2016 und 31.12.2019 50.195 Fische aus 30 Arten nachgewiesen (Abb. 88; Anhang II). Die häufigsten Arten waren Laube (14.629 Individuen, 29 %), Döbel (9.572 Individuen, 19 %), Flussbarsch (6.376 Individuen, 13 %), Dreistachliger Stichling (4.793 Individuen, 10 %) und Gründling (3.829 Individuen, 8 %; Abb. 88). Die zahlreichsten Individuen wurden im Zählbecken der FWH5 nachgewiesen (12.735 Individuen), gefolgt von der FWH8 (12.602 Individuen). Im Zählbecken der FWH4 wurden die wenigsten Individuen dokumentiert (7.315 Individuen; Abb. 88).

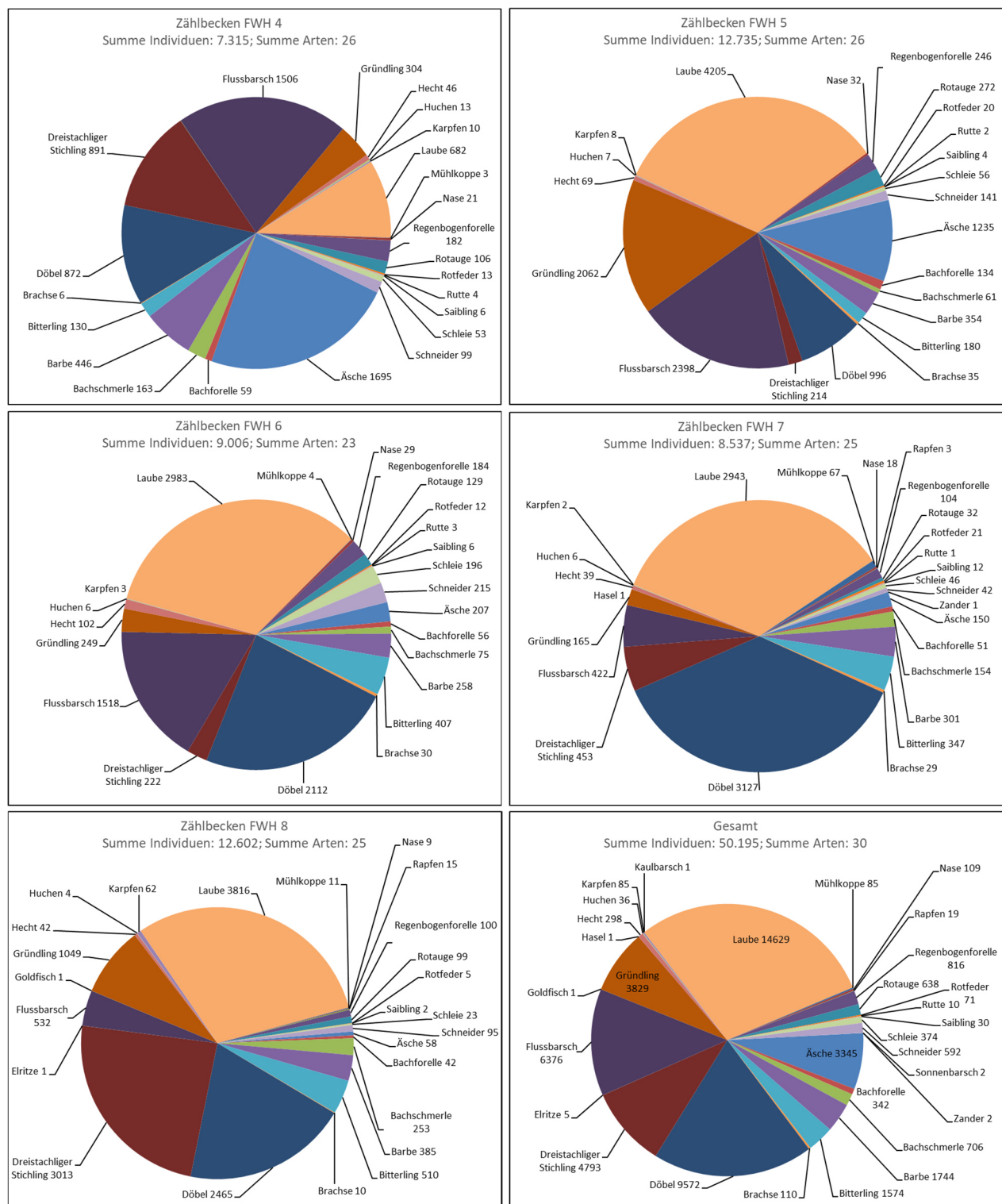


Abbildung 88: Individuenzahlen der vom 15.08.2016 bis 31.12.2019 in den fünf Zählbecken der FWHs des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Fischarten.

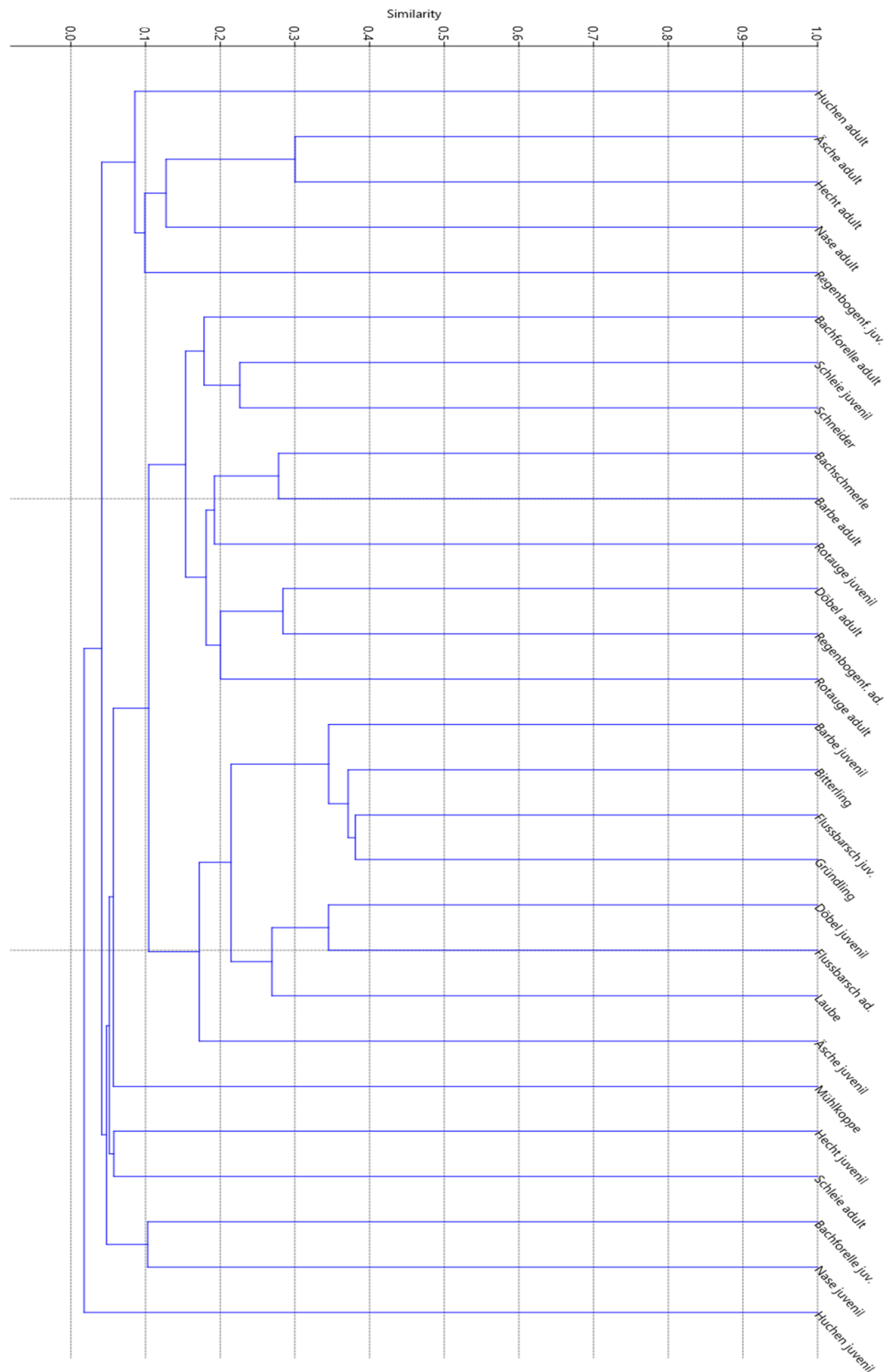


Abbildung 89: Dendrogramm der Ähnlichkeit des zeitlichen Musters der Nachweise (Individuen/Kontrolle) der dokumentierten Fischarten und -altersklassen in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets. Es wurden jeweils die Individuenzahlen je Kontrolltag aller fünf Zählbecken summiert. Die Erstellung des Dendrogramms erfolgte mittels UPGMA-Algorithmus (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic mean) auf Basis von Bray-Curtis Koeffizienten. Regenbogenf. = Regenbogenforelle, ad. = adult, juv. = juvenil.

Die höchste Ähnlichkeit des zeitlichen Musters des Aufstiegsverhaltens wurden von juvenilen Flussbarschen und Gründlingen (Bray-Curtis similarity: 0,38) sowie von Bitterlingen und juvenilen Flussbarschen (Bray-Curtis similarity: 0,38) aufgezeigt, gefolgt von Bitterlingen und Gründlingen (Bray-Curtis similarity: 0,37). Juvenile Barben, Bitterlinge, Gründlinge und juvenile Flussbarsche zeigten allesamt hohe Ähnlichkeiten bezüglich des zeitlichen Musters der in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen (Bray-Curtis similarity jeweils > 0,34). Ebenso wurden von adulten Äschen und adulten Hechten (Bray-Curtis similarity: 0,30) sowie juvenilen Döbeln und adulten Flussbarschen (Bray-Curtis similarity: 0,34) eine hohe Ähnlichkeit des zeitlichen Musters des Aufstiegsverhaltens dokumentiert (Abb. 89, Abb. 90).

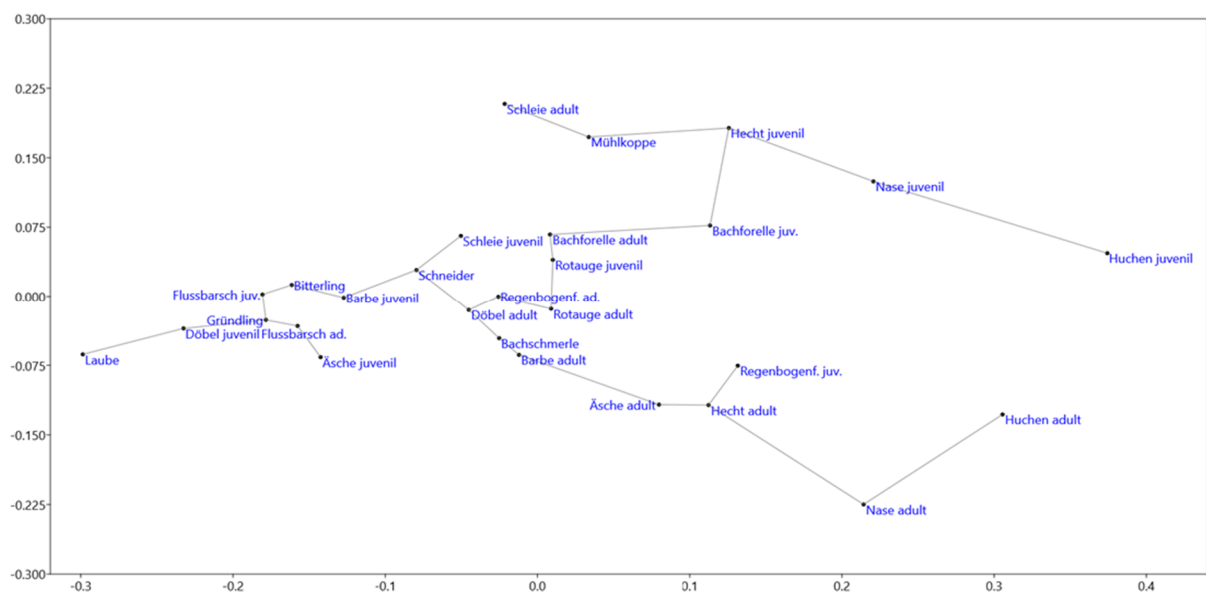


Abbildung 90: Nicht-metrische multidimensionale Skalierung der Ähnlichkeit des zeitlichen Musters der Nachweise (Individuen/Kontrolle) der in den fünf Zählbecken des Untersuchungsgebiets dokumentierten Fischarten und -altersklassen, basierend auf Bray-Curtis Koeffizienten. Es wurden jeweils die Individuenzahlen je Kontrolltag aller fünf Zählbecken summiert. Der minimale Spannbaum verbindet dabei die jeweils ähnlichsten Fischarten und -altersklassen. Regenbogenf. = Regenbogenforelle, ad. = adult, juv. = juvenil.

Die Kombination von abiotischen Umweltfaktoren, die in der BEST-Analyse den höchsten Einfluss auf das zeitliche Muster der Zusammensetzung und Anzahl der bei den Kontrollen der Zählbecken nachgewiesenen Fischarten und -altersklassen zeigen, ist die Wassertemperatur und Tageslänge (BIO-ENV: $p_s = 0,285$). Betrachtet man die abiotischen Umweltfaktoren einzeln, so hat die Wassertemperatur die größte Auswirkung auf das zeitliche Muster der Zusammensetzung und Anzahl der bei den

Kontrollen der Zählbecken nachgewiesenen Fischarten und -altersklassen (BIO-ENV: $\rho_s = 0,228$).

In den folgenden Kapiteln wird das Aufstiegsverhalten aller Arten außer des Dreistachligen Stichlings (vgl. Kap. 4.4.3), die mit einer Gesamtindividuenzahl über 200 in den Zählbecken dokumentiert wurden sowie der gewässertypischen Arten Nase, Mühlkoppe und Huchen im Detail ausgewertet.

5.3.2 Äsche

Längenverteilung

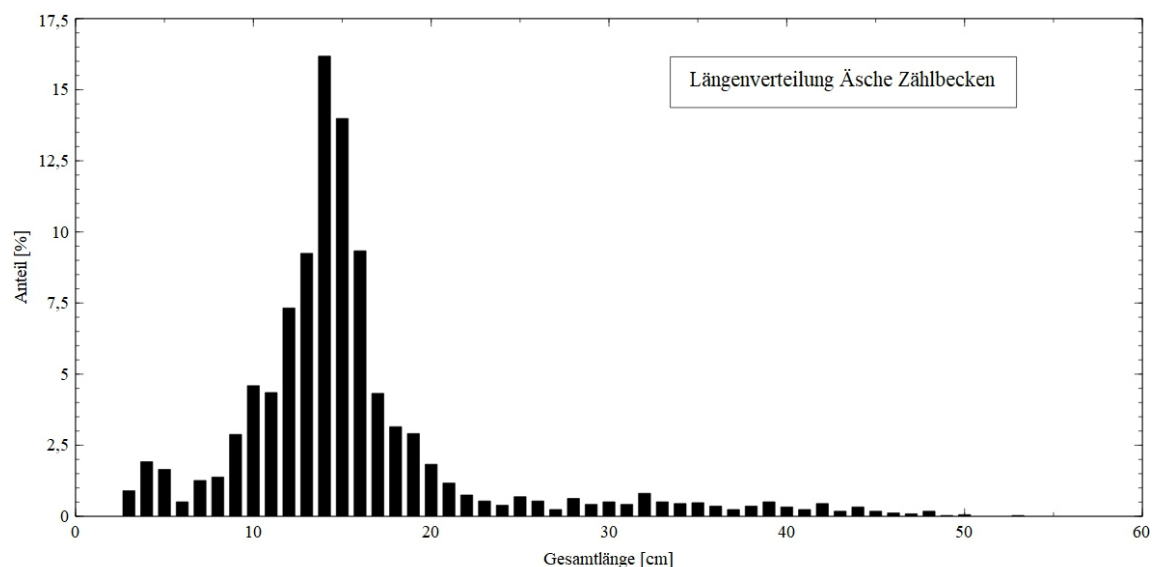


Abbildung 91: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen. $n = 3.345$ Individuen.

In den Zählbecken der FWHs wurden Äschen mit Gesamtlängen zwischen 3 und 53 cm nachgewiesen. Der höchste Anteil wurde von juvenilen Individuen mit einer Gesamtlänge zwischen 10 und 19 cm gebildet, mit einer Spitze bei 14 cm Gesamtlänge (2,9 bis 16,1 %; Abb. 91). Von den 3.345 in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen wurden 3.115 Individuen der Altersklasse juvenil zugeordnet und 230 Individuen der Altersklasse adult.

Wassertemperatur

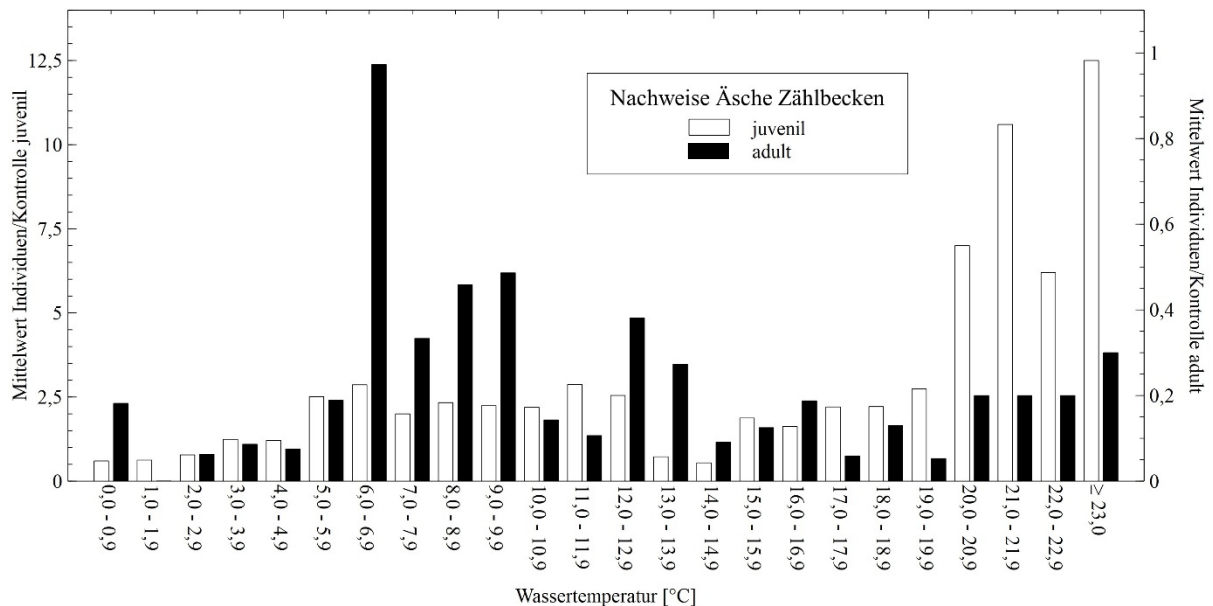


Abbildung 92: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Die höchsten Individuenzahlen juveniler Äschen in den Zählbecken wurden bei Wassertemperaturen zwischen 21,0 und 21,9 °C sowie über 23,0 °C dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 10,6 bzw. 12,5 Individuen/Kontrolle). Adulte Äschen wurden mit der höchsten mittleren Individuenzahl bei Wassertemperaturen zwischen 6,0 und 6,9 °C in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,97 Individuen/Kontrolle). Bei höheren Wassertemperaturen wurden unregelmäßig schwankende Individuenzahlen von adulten Äschen dokumentiert. Ab Wassertemperaturen über 20,0 °C stieg die mittlere Individuenzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen adulten Äschen wieder an (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,20 bis 0,30 Individuen/Kontrolle; Abb. 92).

Tageslänge

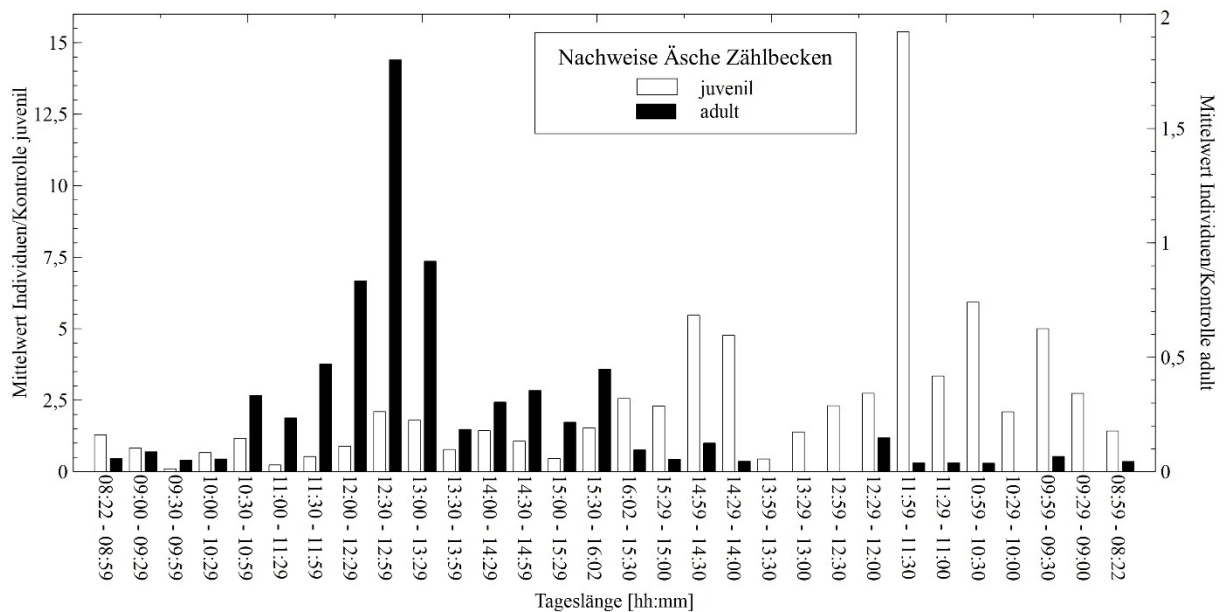


Abbildung 93: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Adulte Äschen wurden am zahlreichsten bei zunehmenden Tageslängen zwischen 12:00 und 13:29 Stunden in den Zählbecken nachgewiesen, mit einem Maximum zwischen 12:30 und 12:59 Stunden (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,83 bis 1,8 Individuen/Kontrolle). Die höchsten mittleren Individuenzahlen juveniler Individuen wurden bei abnehmenden Tageslängen zwischen 14:59 und 14:30 Stunden, 11:59 und 11:30 Stunden sowie 10:59 und 10:30 Stunden dokumentiert, mit einem deutlichen Maximum bei 11:59 bis 11:30 Stunden (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,5; 15,4 bzw. 5,9 Individuen/Kontrolle; Abb. 93).

Generalisiertes Lineares Modell Äsche juvenil

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-6.3390	-2.1200	-1.1838	0.2876	25.2463

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	0.87470	0.03067	28.518	< 2e-16	***
SAF	0.16672	0.05139	3.244	0.00118	**
SDifAF	-0.25982	0.04095	-6.344	2.24e-10	***
SSchweb	-0.37710	0.06829	-5.522	3.35e-08	***
STaLa	0.36576	0.03318	11.024	< 2e-16	***
SMond	-0.05978	0.02209	-2.706	0.00681	**
SGloStr	-0.53434	0.04092	-13.059	< 2e-16	***
SLD	0.33097	0.03352	9.875	< 2e-16	***
SDifLD	-0.08993	0.02958	-3.040	0.00237	**
STemp	0.74395	0.03549	20.959	< 2e-16	***
SDifTemp	0.13902	0.02686	5.177	2.26e-07	***
SMI	0.12561	0.01820	6.903	5.08e-12	***
SDiff	-0.16361	0.02042	-8.014	1.11e-15	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Abbildung 94: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Äschen. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, STaLa = Tageslänge, SMond = Tag des Mondzyklus, SGloStr = Globalstrahlung, SLD = Luftdruck, SDifLD = Differenz des Luftdrucks zum Vortag, STemp = Wassertemperatur, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag, SMI = Magnitude Lokalbeben in Bayern, SDiff = Differenz der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Im GLM zeigen die Änderung des Abflusses, der Schwebstoffgehalt, die Tageslänge, die Globalstrahlung, der Luftdruck, die Wassertemperatur, die Änderung der Wassertemperatur, Erderschütterungen sowie die Änderung des Erdmagnetfelds einen höchstsignifikanten ($p < 0,001$) Einfluss auf die Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen juvenilen Äschen, der Abfluss, der Tag des Mondzyklus und die Änderung des Luftdrucks einen hochsignifikanten ($p < 0,01$; Abb. 94).

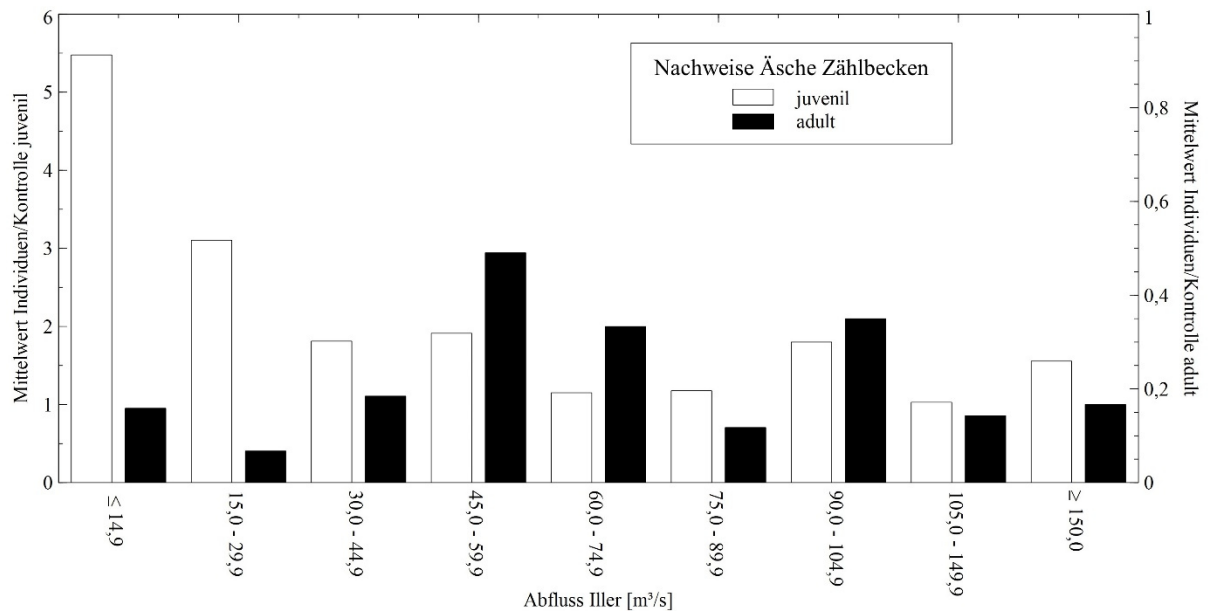


Abbildung 95: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

In Abhängigkeit vom **Abfluss** wurde die höchste mittlere Individuenzahl juveniler Äschen bei niedrigen Abflüssen unter 14,9 m³/s in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,5 Individuen/Kontrolle). Mit höheren Abflüssen nahmen die mittleren Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen juvenilen Äschen ab (Abb. 95).

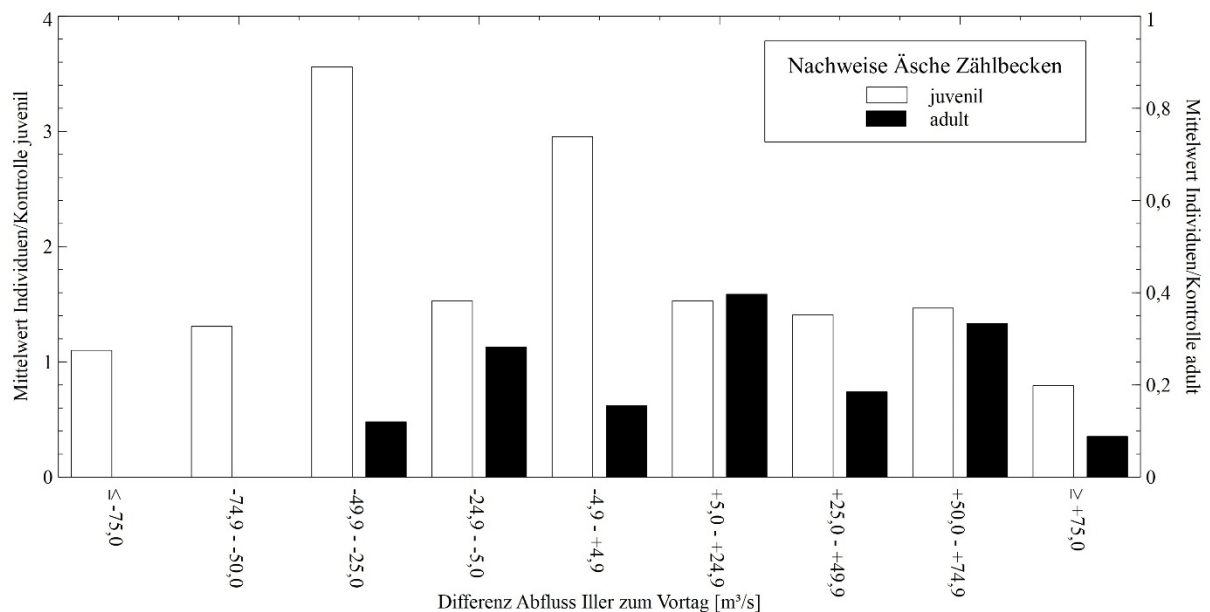


Abbildung 96: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen juveniler Äschen der verschiedenen Klassen der **Änderung des Abflusses** zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei einer Differenz des Abflusses zum Vortag von -49,9 bis -25,0 m³/s und -4,9 bis +4,9 m³/s dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,6 bzw. 3,0 Individuen/Kontrolle), die niedrigsten bei stark fallenden oder steigenden Abflüssen mit einer Differenz unter/über -/+75,0 m³/s zum Vortag (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,1 bzw. 0,79 Individuen/Kontrolle; Abb. 96).

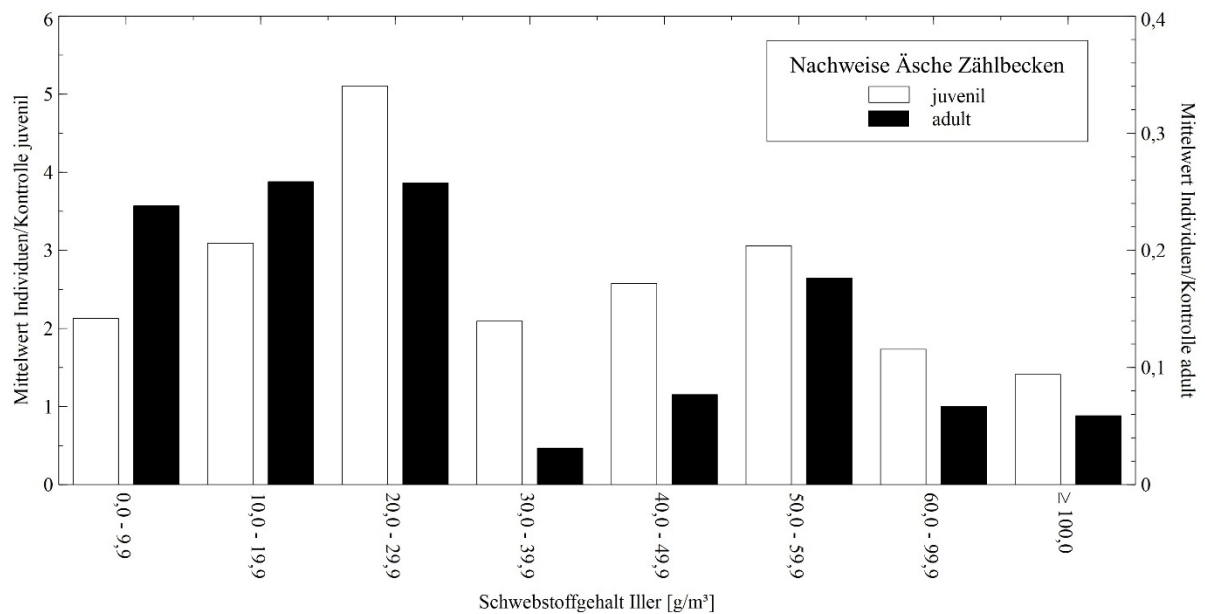


Abbildung 97: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.

In Abhängigkeit von dem **Schwebstoffgehalt** wurde die höchste mittlere Individuenzahl juveniler Äschen bei einem Schwebstoffgehalt von 20,0 bis 29,9 g/m³ in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,1 Individuen/Kontrolle). Mit niedriger werdendem Schwebstoffgehalt nahmen die mittleren Individuenzahlen beständig ab. Eine weitere Spitze der mittleren Individuenzahl wurde bei einer Schwebstoffkonzentration von 50,0 bis 59,9 g/m³ aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,1 Individuen/Kontrolle). Mit höher werdendem Schwebstoffgehalt nahmen die mittleren Individuenzahlen ebenso wieder beständig ab (Abb. 97).

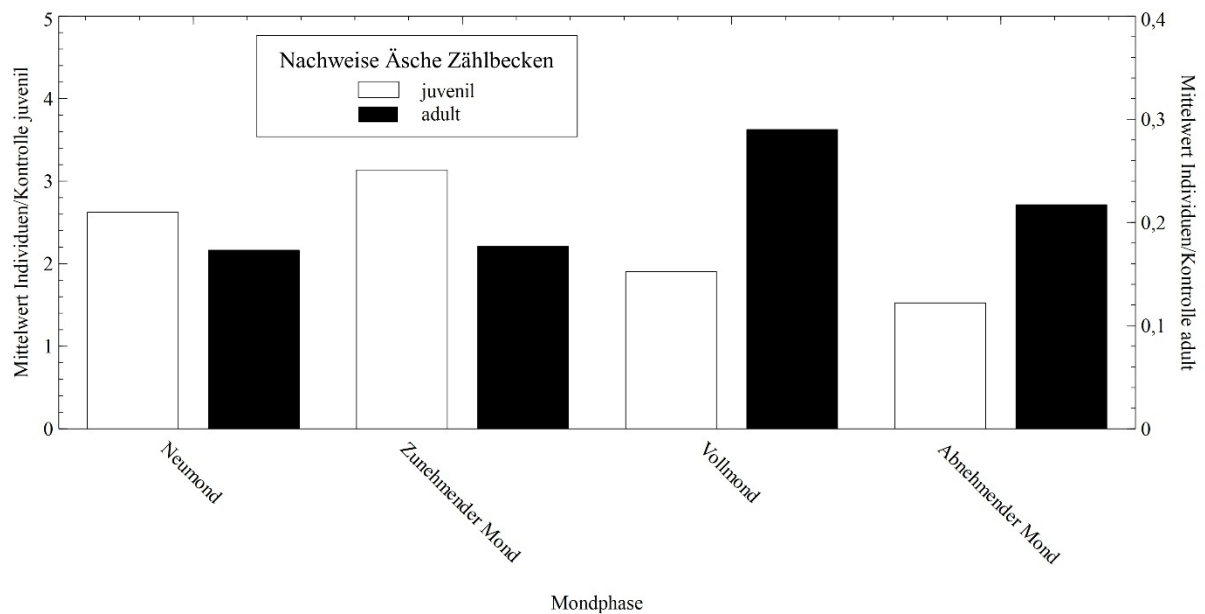


Abbildung 98: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Mondphase.

Bei Neumond und zunehmendem **Mond** wurden höhere mittlere Individuenzahlen juveniler Äschen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,6 bzw. 3,1 Individuen/Kontrolle) als bei Vollmond und abnehmendem Mond (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,9 bzw. 1,5 Individuen/Kontrolle; Abb. 98).

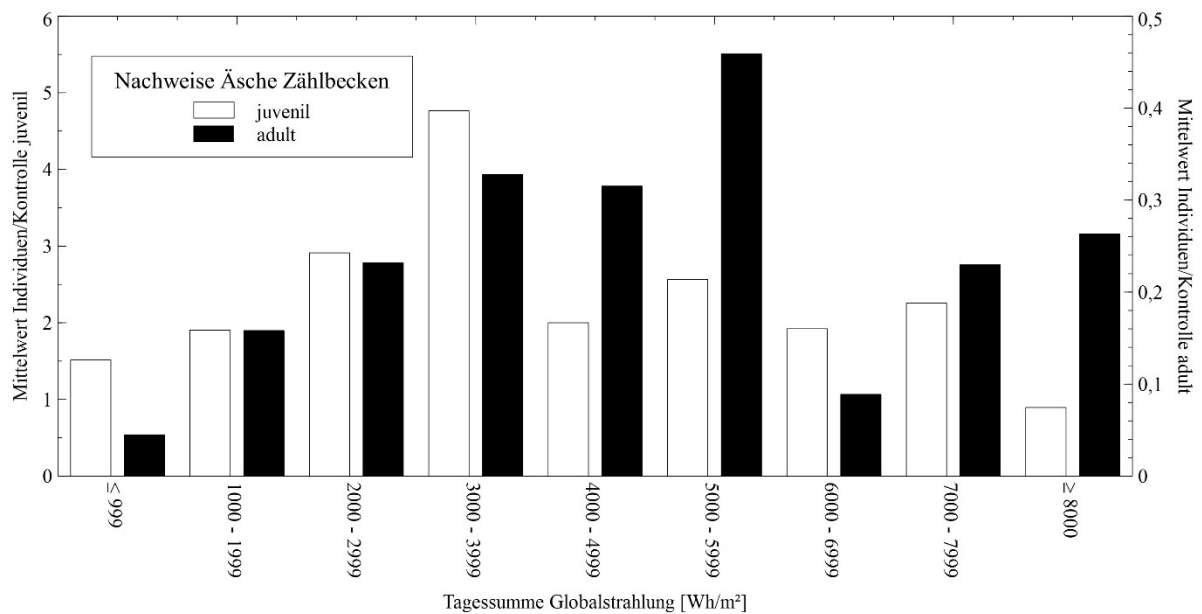


Abbildung 99: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Bei Tagessummen der **Globalstrahlung** zwischen 3.000 und 3.999 Wh/m² wurde die höchste mittlere Individuenzahl juveniler Äschen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 4,8 Individuen/Kontrolle). Bei höheren und niedrigeren Tagessummen der Globalstrahlung wurden bis 7.999 Wh/m² vergleichsweise konstante mittlere Individuenzahlen nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,5 bis 2,9 Individuen/Kontrolle). Dagegen wurde ab einer Globalstrahlung über 8.000 Wh/m² eine niedrigere mittlere Individuenzahl juveniler Äschen aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,89 Individuen/Kontrolle; Abb. 99).

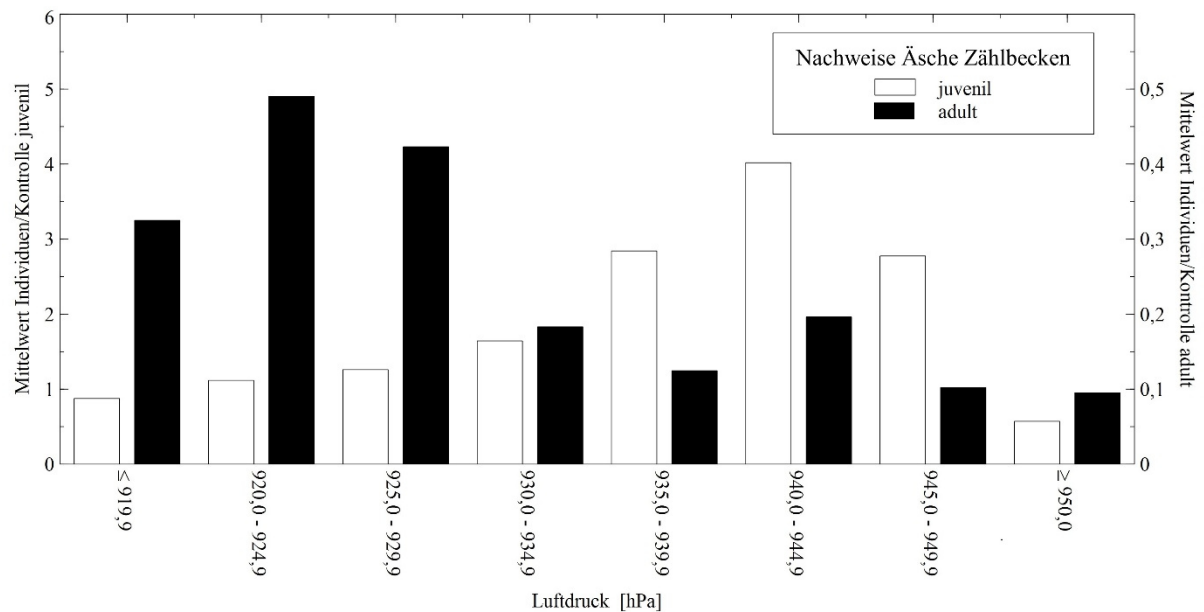


Abbildung 100: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.

Mit höher werdendem **Luftdruck** nahmen die mittleren Individuenzahlen juveniler Äschen bis zu einem Maximum bei Tagesmittelwerten von 940,0 bis 944,9 hPa zu (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 4,0 Individuen/Kontrolle). Mit noch höher werdenden Tagesmittelwerten des Luftdrucks nahmen die mittleren Individuenzahlen wieder ab (Abb. 100).

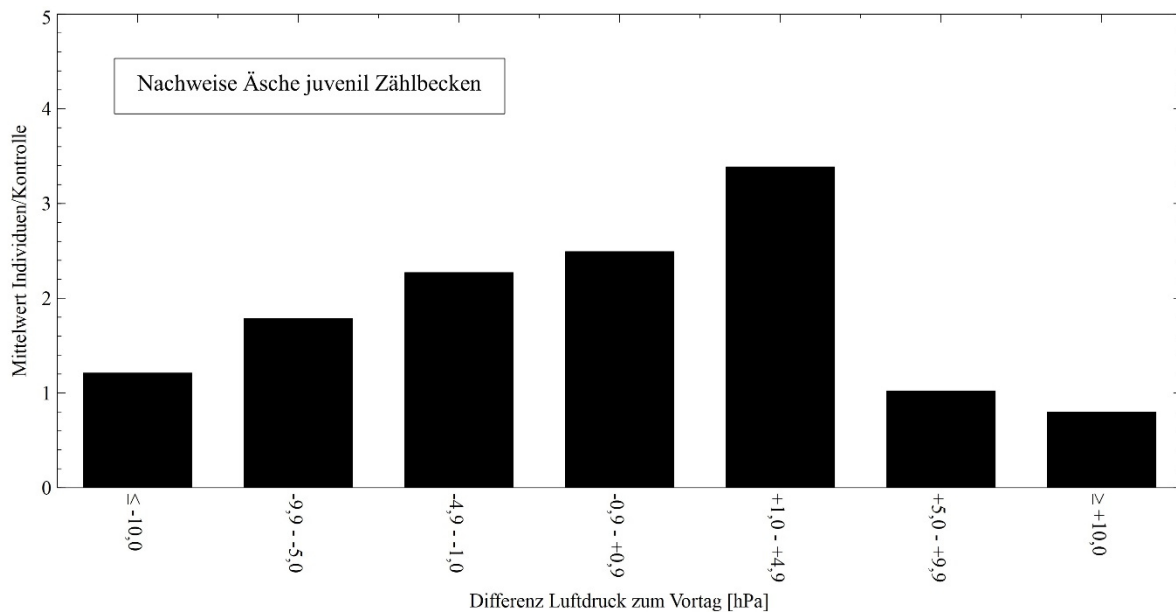


Abbildung 101: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Äschen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.

Die höchste mittlere Individuenzahl von juvenilen Äschen wurde in Abhängigkeit von der **Änderung des Luftdrucks** bei moderat steigendem Luftdruck mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag von +1,0 bis +4,9 hPa dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,5 Individuen/Kontrolle). Mit stärker fallendem und steigendem Luftdruck wurden beständig niedriger werdende mittlere Individuenzahlen aufgezeigt (Abb. 101).

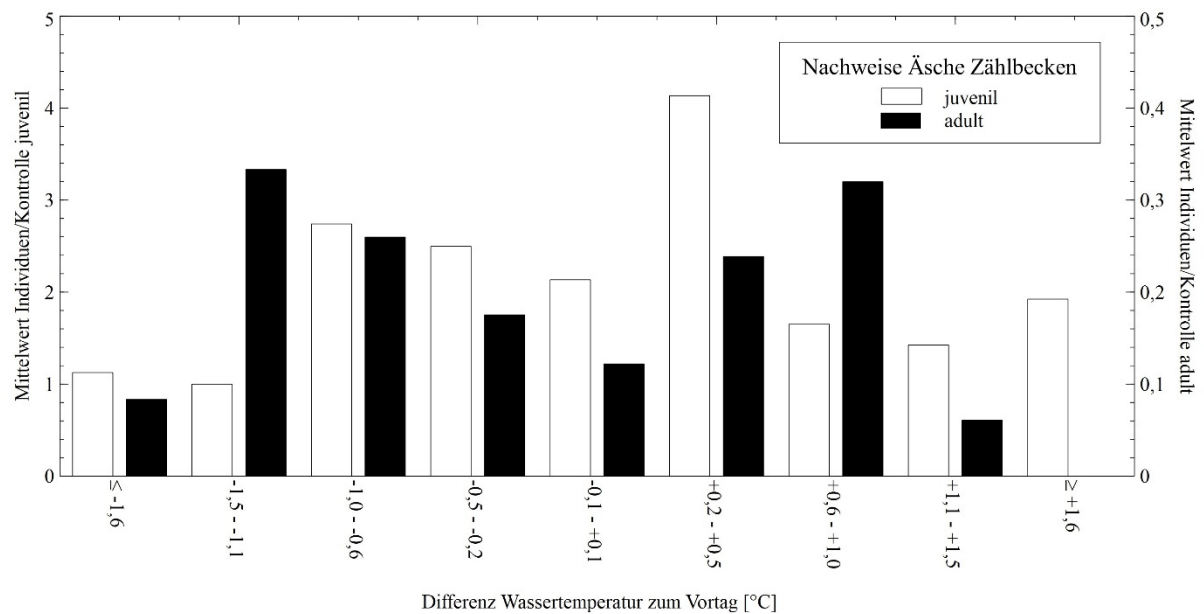


Abbildung 102: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Äschen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen von juvenilen Äschen in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit von der **Änderung der Wassertemperatur** eine unregelmäßige Verteilung. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei leicht steigenden Wassertemperaturen mit Differenzen zum Vortag von +0,2 bis +0,5 °C aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 4,1 Individuen/Kontrolle; Abb. 102).

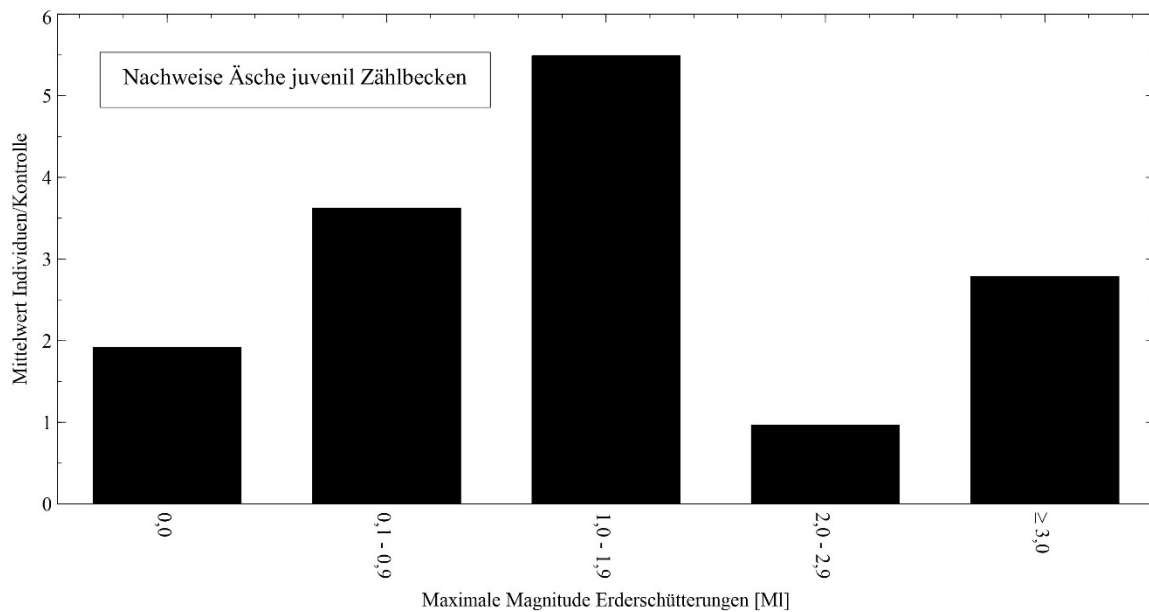


Abbildung 103: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Äschen, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erdschütterungen.

Die mittleren Individuenzahlen von juvenilen Äschen der verschiedenen Klassen von Magnituden der **Erdschütterung** zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei Magnituden MI von 1,0 bis 1,9 aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,5 Individuen/Kontrolle; Abb. 103).

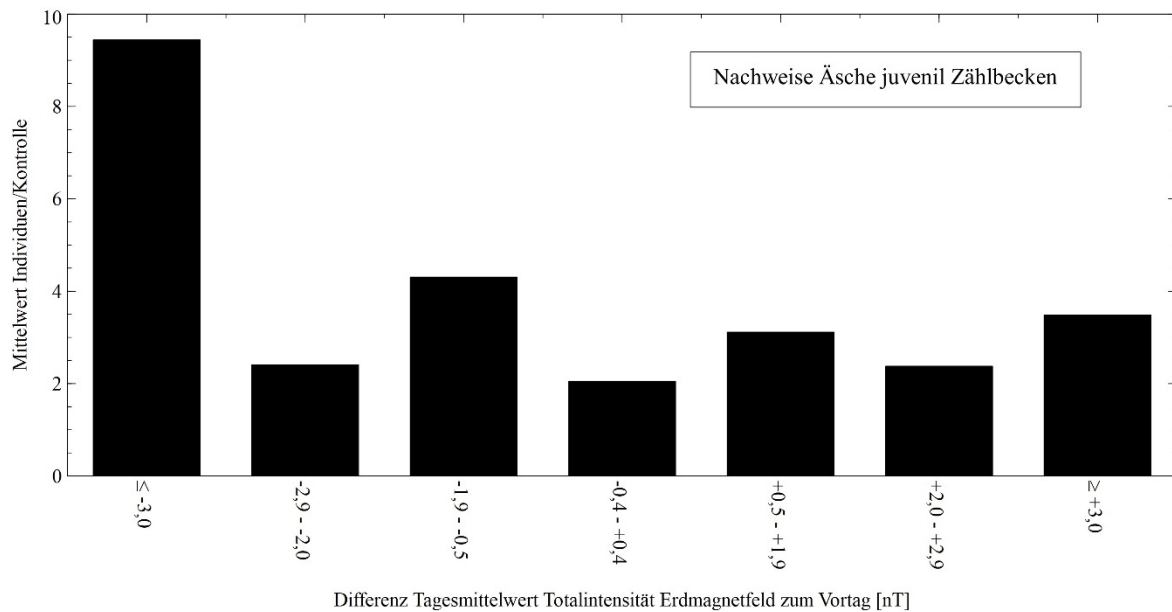


Abbildung 104: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Äschen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.

Während bei moderat sinkenden und steigenden Tagesmittelwerten der Totalintensität des **Erdmagnetfelds** mit Differenzen zum Vortag von -2,9 bis über +3,0 nT vergleichsweise konstante mittlere Individuenzahlen juveniler Äschen in den Zählbecken aufgezeigt wurden (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,1 bis 4,3 Individuen/Kontrolle), wurde bei stark sinkenden Tagesmittelwerten mit Differenzen zum Vortag unter -3,0 nT eine höhere mittlere Individuenzahl dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 9,4 Individuen/Kontrolle; Abb. 104).

Generalisiertes Lineares Modell Äsche adult

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-1.8094	-0.6060	-0.3786	-0.2357	4.8092	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-2.26784	0.15065	-15.053	< 2e-16	***
SAF	0.56059	0.17611	3.183	0.00146	**
SDifAF	-0.43631	0.16276	-2.681	0.00735	**
SSchweb	-1.80430	0.55261	-3.265	0.00109	**
STaLa	-0.32083	0.13356	-2.402	0.01630	*
SMond	0.20991	0.09830	2.135	0.03273	*
SGloStr	0.69513	0.10824	6.422	1.34e-10	***
SLD	-0.72742	0.09958	-7.305	2.78e-13	***
SDifTemp	-0.31279	0.10093	-3.099	0.00194	**

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 105: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Äschen. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, STaLa = Tageslänge, SMond = Tag des Mondzyklus, SGloStr = Globalstrahlung, SLD = Luftdruck, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Die Globalstrahlung und der Luftdruck zeigen im GLM einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Anzahl der in den Zählbecken dokumentierten adulten Äschen. Ein hochsignifikanter Einfluss ($p < 0,01$) wird von dem Abfluss, der Änderung des Abflusses, dem Schwebstoffgehalt und der Änderung der Wassertemperatur gezeigt, von der Tageslänge und dem Tag des Mondzyklus ein signifikanter ($p < 0,05$; Abb. 105).

In Abhängigkeit von dem **Abfluss** wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen adulter Äschen bei Abflüssen von 45,0 bis 59,9 m³/s und von 90,0 bis 104,9 m³/s in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,49 bzw. 0,35 Individuen/Kontrolle). Mit niedrigerem und höherem Abfluss nahmen die mittleren Individuenzahlen tendenziell ab (Abb. 95).

Die mittleren Individuenzahlen adulter Äschen der betrachteten Klassen der **Änderung des Abflusses** zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei einer Differenz des Abflusses zum Vortag von +5,0 bis +24,9 m³/s dokumentiert, die niedrigsten bei einer Differenz des Abflusses zum Vortag von -74,9 bis -50,0 m³/s und unter -75,0 m³/s (Mittelwerte der Summe der in den fünf

Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,37; 0,0 bzw. 0,0 Individuen/Kontrolle; Abb. 96).

Die höchsten mittleren Individuenzahlen in Abhängigkeit vom **Schwebstoffgehalt** der Iller wurden bei niedrigen Konzentrationen von 0,0 bis 39,9 g/m³ nachgewiesen, mit einem Maximum bei einem Schwebstoffgehalt von 10,0 bis 19,9 g/m³ (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,24 bis 0,26 Individuen/Kontrolle). Eine weitere Spitze der mittleren Individuenzahl wurde bei einem Schwebstoffgehalt von 50,0 bis 59,9 g/m³ dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,18 Individuen/Kontrolle; Abb. 97).

Bei **Vollmond** wurde eine höhere mittlere Individuenzahl adulter Äschen in den Zählbecken aufgezeigt als bei Neumond, zunehmendem Mond und abnehmendem Mond (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,29 bzw. 0,17 bis 0,22 Individuen/Kontrolle; Abb. 98).

Bis zu einer Tagessumme der **Globalstrahlung** von 5.000 bis 5.999 Wh/m² wurden mit höheren Tagessummen nahezu beständig höhere mittlere Individuenzahlen adulter Äschen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,045 bis 0,46 Individuen/Kontrolle). Bei weiter steigenden Tagessummen von 6.000 bis über 8.000 Wh/m² wurden wieder niedrigere mittlere Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,089 bis 0,26 Individuen/Kontrolle; Abb. 99).

In Abhängigkeit vom **Luftdruck** wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen adulter Äschen in den Zählbecken bei niedrigen Tagesmittelwerten unter 919,9 hPa sowie von 920,0 bis 924,9 hPa und 925,0 bis 929,9 hPa dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,33; 0,45 bzw. 0,42 Individuen/Kontrolle; Abb. 100).

Die mittleren Individuenzahlen von adulten Äschen in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit von der **Änderung der Wassertemperatur** eine bimodale Verteilung mit Maxima bei Differenzen zum Vortag von -1,5 bis -1,1 °C und +0,6 bis +1,1 °C (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,33 bzw. 0,32 Individuen/Kontrolle). Bei stark steigenden Wassertemperaturen mit Differenzen zum Vortag über +1,6 °C wurden keine adulten Äschen in den Zählbecken dokumentiert (Abb. 102).

5.3.3 Bachforelle

Längenverteilung

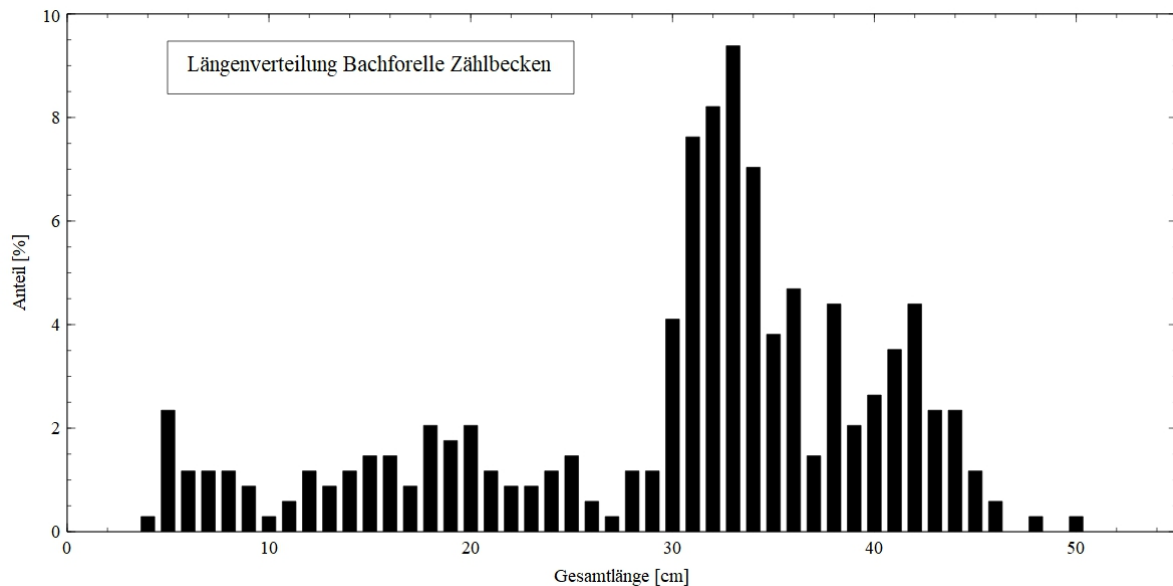


Abbildung 106: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachforellen. $n = 342$ Individuen.

In den Zählbecken der FWHs wurden Bachforellen in allen Größenklassen mit Gesamtlängen zwischen 4 und 50 cm dokumentiert. Den größten Anteil bildeten adulte Individuen mit Gesamtlängen zwischen 30 und 44 cm (2,3 bis 9,4 %; Abb. 106). Von den 342 in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen wurden 85 Individuen der Altersklasse juvenil zugeordnet und 257 Individuen der Altersklasse adult.

Wassertemperatur

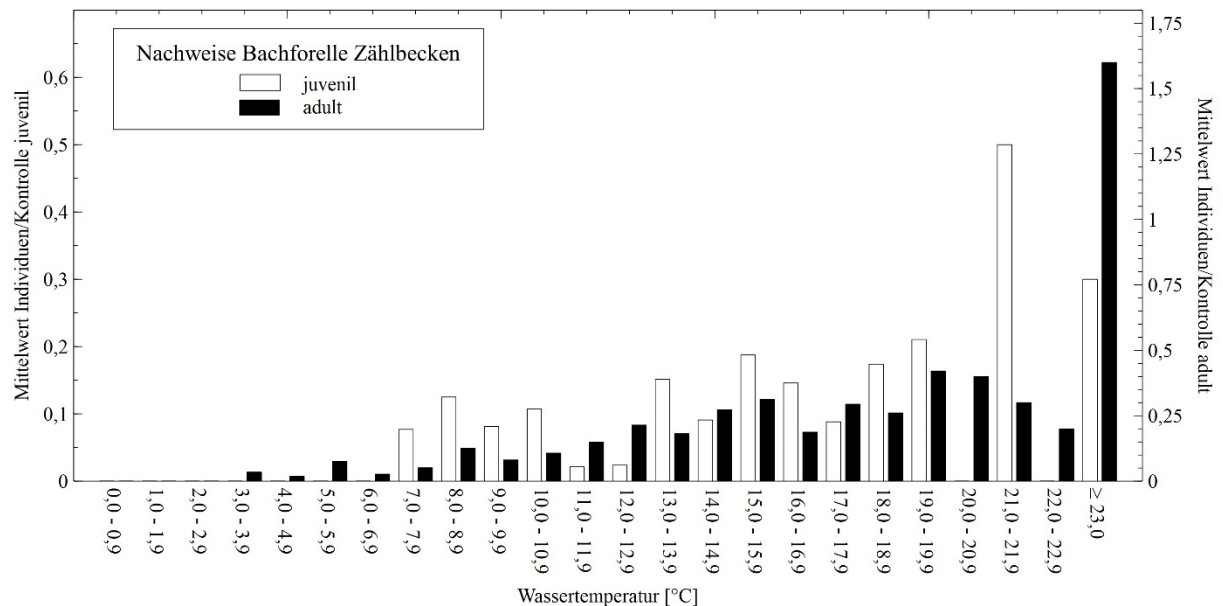


Abbildung 107: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachforellen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Adulte Bachforellen wurden in der höchsten mittleren Individuenzahl bei Wassertemperaturen über 23,0 °C in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,6 Individuen/Kontrolle). Eine weitere Spitze wurde bei Wassertemperaturen zwischen 19,0 und 20,9 °C aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,42 bzw. 0,40 Individuen/Kontrolle). Juvenile Bachforellen wurden mit der höchsten mittleren Individuenzahl bei Wassertemperaturen zwischen 21,0 und 21,9 °C in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,5 Individuen/Kontrolle). Bei Wassertemperaturen unter 7,0 °C wurden keine juvenilen Bachforellen in den Zählbecken dokumentiert, unter 3,0 °C auch keine adulten (Abb. 107).

Tageslänge

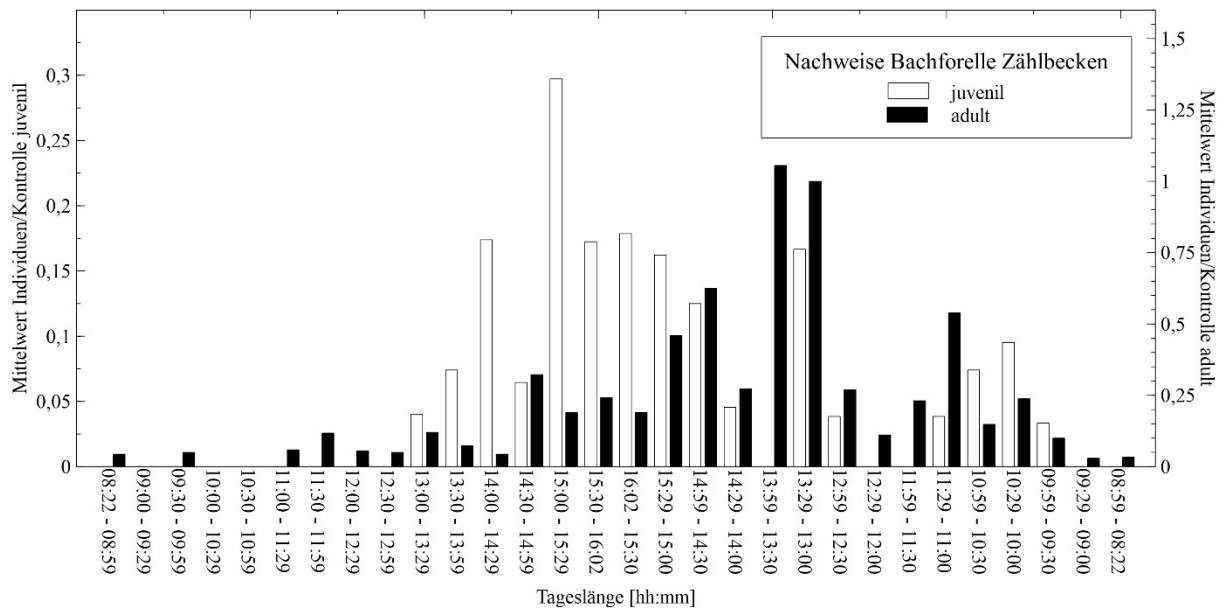


Abbildung 108: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachforellen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Hohe mittlere Individuenzahlen von juvenilen Bachforellen wurden bei zunehmenden Tageslängen zwischen 15:00 und 16:02 Stunden und abnehmenden zwischen 16:02 und 14:30 Stunden in den Zählbecken dokumentiert, mit einem Maximum bei zunehmenden Tageslängen zwischen 15:00 und 15:29 Stunden (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,13 bis 0,30 Individuen/Kontrolle). Bei zunehmenden Tageslängen zwischen 14:00 und 14:29 Stunden und abnehmenden zwischen 13:29 und 13:00 Stunden wurden ebenfalls hohe mittlere Individuenzahlen juveniler Bachforellen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: jeweils 0,17 Individuen/Kontrolle). Bei zunehmenden Tageslängen zwischen 08:22 und 12:59 Stunden sowie abnehmenden zwischen 13:59 und 13:30, 12:29 und 11:30 Stunden sowie 09:29 und 08:22 Stunden wurden keine juvenilen Bachforellen in den Zählbecken nachgewiesen. Die höchsten mittleren Individuenzahlen adulter Bachforellen wurden bei abnehmenden Tageslängen zwischen 13:59 und 13:00 Stunden aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,1 bzw. 1,0 Individuen/Kontrolle). Bei zunehmenden

Tageslängen zwischen 09:00 und 09:29 sowie 10:00 und 10:59 Stunden wurden keine adulten Bachforellen in den Zählbecken nachgewiesen (Abb. 108).

Generalisiertes Lineares Modell Bachforelle juvenil

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-0.9924	-0.4611	-0.3004	-0.2003	4.9605	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-2.94921	0.20116	-14.661	< 2e-16	***
SSchweb	0.18120	0.03982	4.551	5.34e-06	***
STemp	0.87003	0.14439	6.026	1.68e-09	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 109: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Bachforellen. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, STemp = Wassertemperatur. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Auf die Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen juvenilen Bachforellen zeigen im GLM der Schwebstoffgehalt und die Wassertemperatur einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$; Abb. 109).

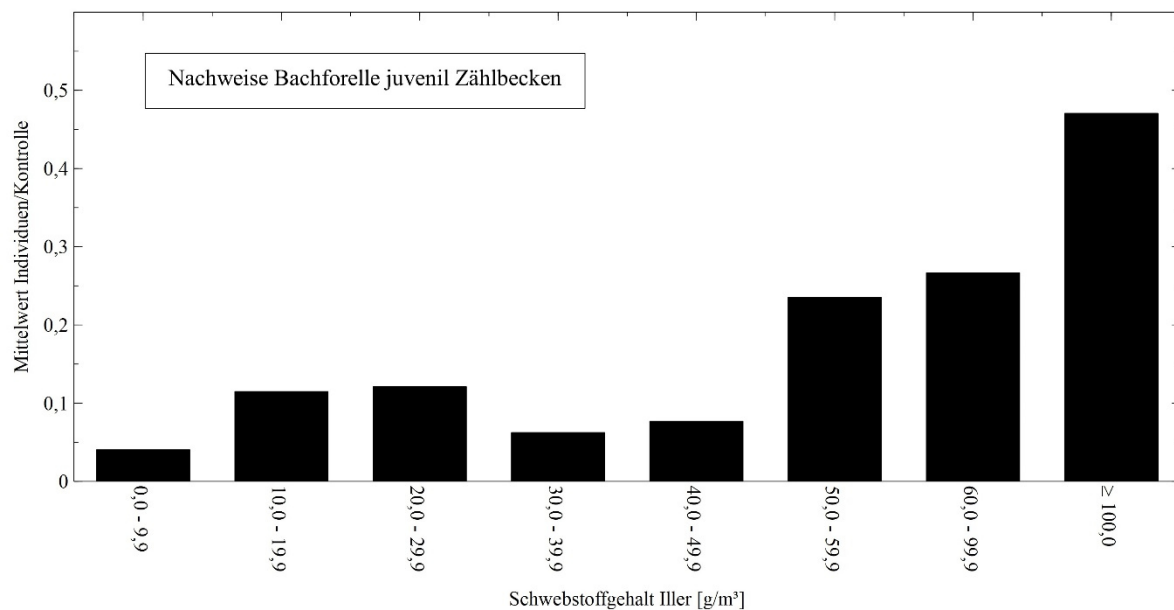


Abbildung 110: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Bachforellen, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.

Bei einem hohen **Schwebstoffgehalt** der Iller mit Konzentrationen über 50,0 g/m³ wurden höhere mittlere Individuenzahlen juveniler Bachforellen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,24 bis 0,47 Individuen/Kontrolle) als bei einem Schwebstoffgehalt unter 49,9 g/m³ (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,041 bis 0,12 Individuen/Kontrolle), mit einem Maximum bei einem Schwebstoffgehalt über 100,0 g/m³ (Abb. 110).

Generalisiertes Lineares Modell Bachforelle adult

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-1.4486	-0.5470	-0.3901	-0.2789	3.0122	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-2.36125	0.14664	-16.102	< 2e-16	***
SDifSchweb	-0.13567	0.06896	-1.967	0.04913	*
SMond	0.24021	0.10805	2.223	0.02621	*
STemp	0.76618	0.10574	7.246	4.3e-13	***
SDifTemp	-0.25667	0.09324	-2.753	0.00591	**

Signif. codes:	0	'***'	0.001	'**'	0.01
		'*'	0.05	'.'	0.1
		' '		' '	1

Abbildung 111: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Bachforellen. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SDifSchweb = Differenz des Schwebstoffgehalts zum Vortag, SMond = Tag des Mondzyklus, STemp = Wassertemperatur, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Die Wassertemperatur zeigt im GLM einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken dokumentierten adulten Bachforellen, die Änderung der Wassertemperatur einen hochsignifikanten ($p < 0,01$) und die Änderung des Schwebstoffgehalts und der Tag des Mondzyklus einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 111).

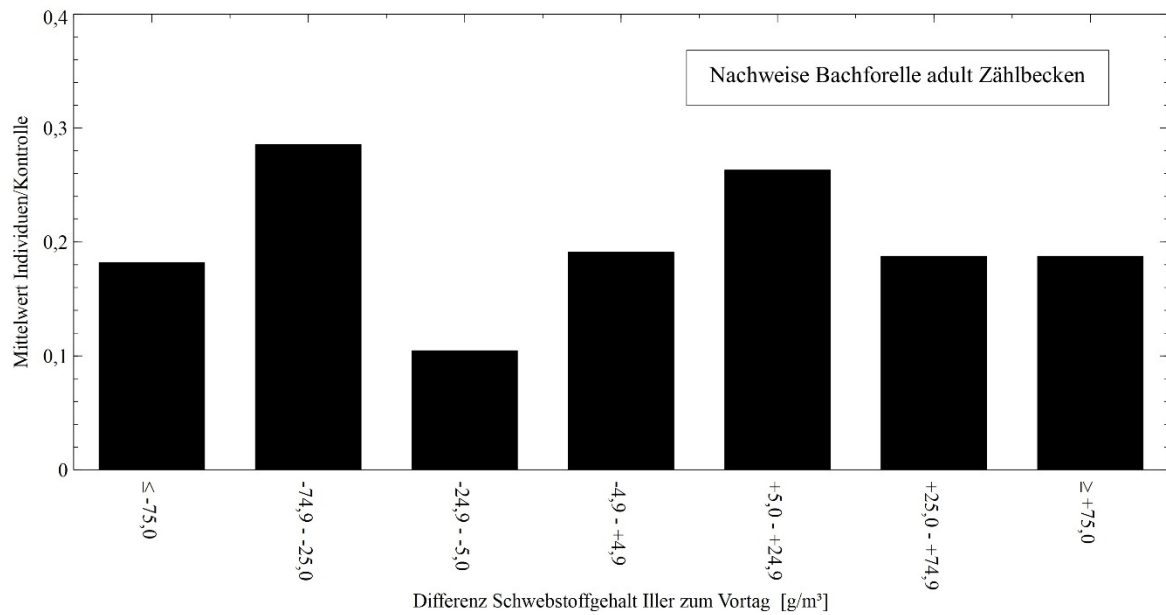


Abbildung 112: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Bachforellen, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen der verschiedenen Klassen der **Änderung des Schwebstoffgehalts** zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei Differenzen des Schwebstoffgehalts zum Vortag von -74,9 bis -25,0 g/m³ und +5,0 bis +24,9 g/m³ dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,29 bzw. 0,26 Individuen/Kontrolle; Abb. 112).

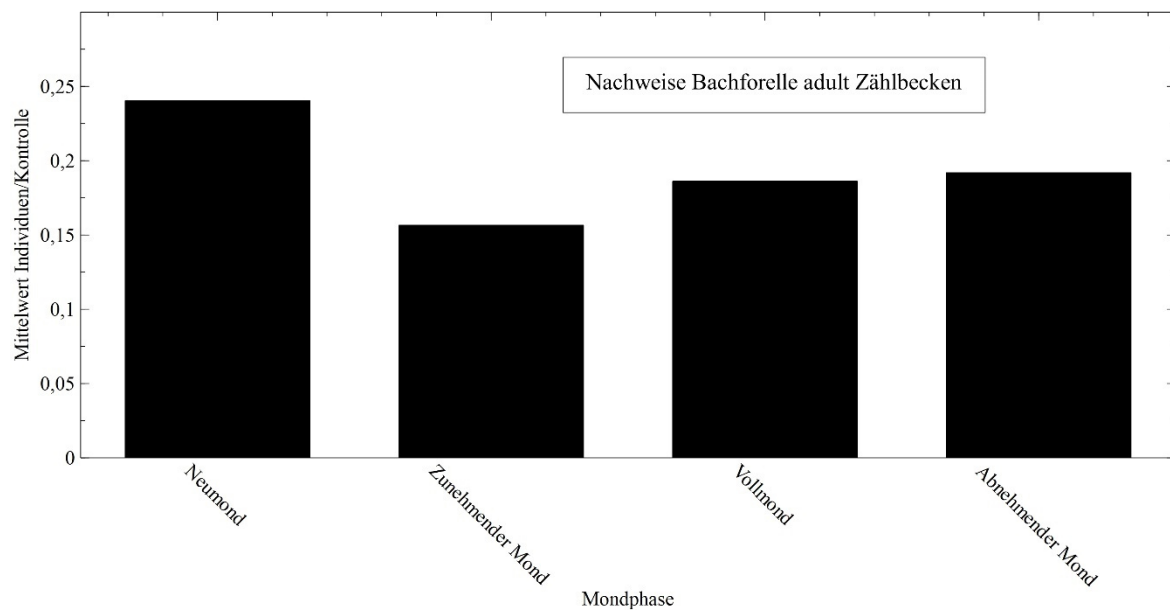


Abbildung 113: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Bachforellen, in Abhängigkeit von der Mondphase.

Während bei Vollmond und abnehmendem **Mond** die gleichen mittleren Individuenzahlen adulter Bachforellen in den Zählbecken dokumentiert wurden (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: jeweils 0,19 Individuen/Kontrolle), wurde bei Neumond eine leicht höhere und bei zunehmendem Mond eine leicht niedrigere mittlere Individuenzahl aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,24 bzw. 0,16 Individuen/Kontrolle; Abb. 113).

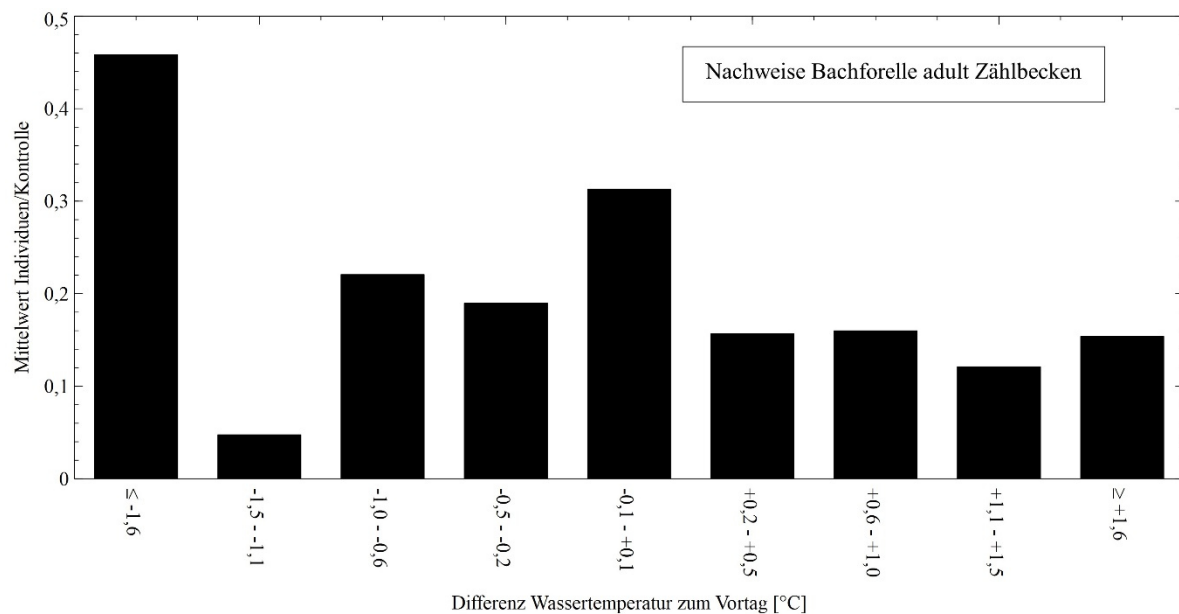


Abbildung 114: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Bachforellen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen adulter Bachforellen der verschiedenen Klassen der **Änderung der Wassertemperatur** schwanken unregelmäßig. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei stark sinkenden Wassertemperaturen mit Differenzen zum Vortag unter -1,6 °C dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,46 Individuen/Kontrolle; Abb. 114).

5.3.4 Huchen

Längenverteilung

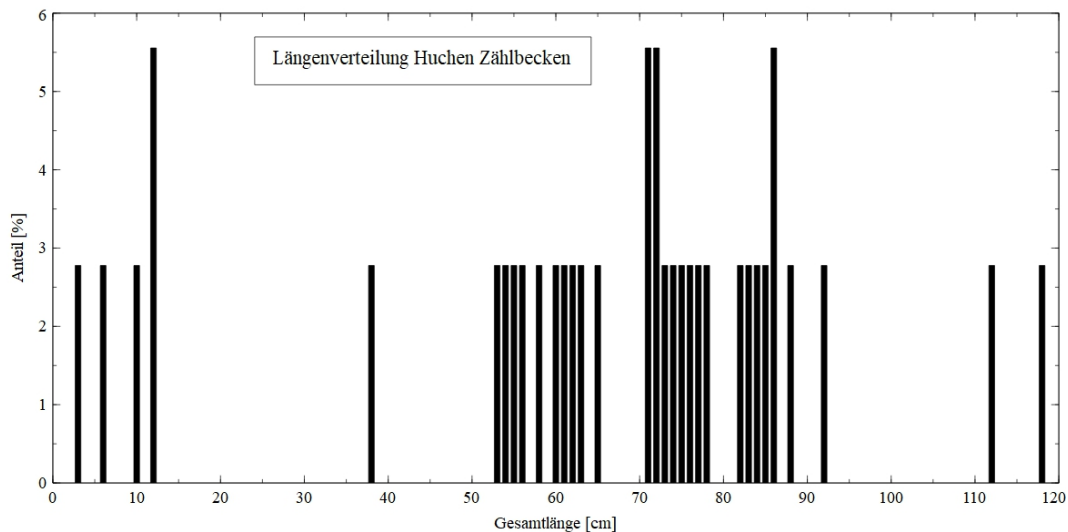


Abbildung 115: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Huchen. $n = 36$ Individuen.

In den Zählbecken der FWHs wurden Huchen mit Gesamtlängen zwischen 3 und 118 cm nachgewiesen. Den höchsten Anteil hatten dabei große juvenile und kleine adulte Individuen mit Gesamtlängen zwischen 53 und 92 cm (2,8 bis 5,6 %; Abb. 115), Individuen mit Gesamtlängen zwischen 15 und 50 cm wurden nur vereinzelt dokumentiert. Von den 36 in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen wurden 17 Individuen der Altersklasse juvenil zugeordnet und 19 der Altersklasse adult.

Wassertemperatur

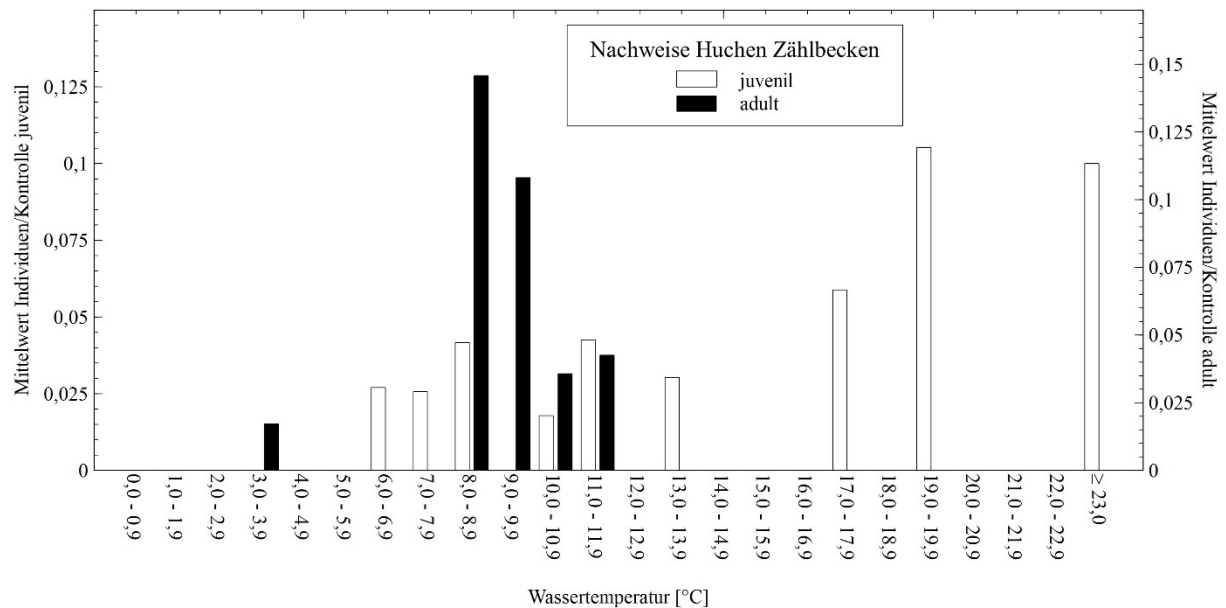


Abbildung 116: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Huchen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Adulte Huchen wurden nahezu ausschließlich bei Wassertemperaturen zwischen 8,0 und 11,9 °C in den Zählbecken nachgewiesen, wobei die höchste mittlere Individuenzahl bei Wassertemperaturen zwischen 8,0 und 8,9 °C aufgezeigt wurde (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,15 Individuen/Kontrolle). Die höchsten Individuenzahlen juveniler Huchen wurden bei hohen Wassertemperaturen zwischen 19,0 und 19,9 °C sowie über 23,0 °C in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,11 bzw. 0,10 Individuen/Kontrolle; Abb. 116).

Tageslänge

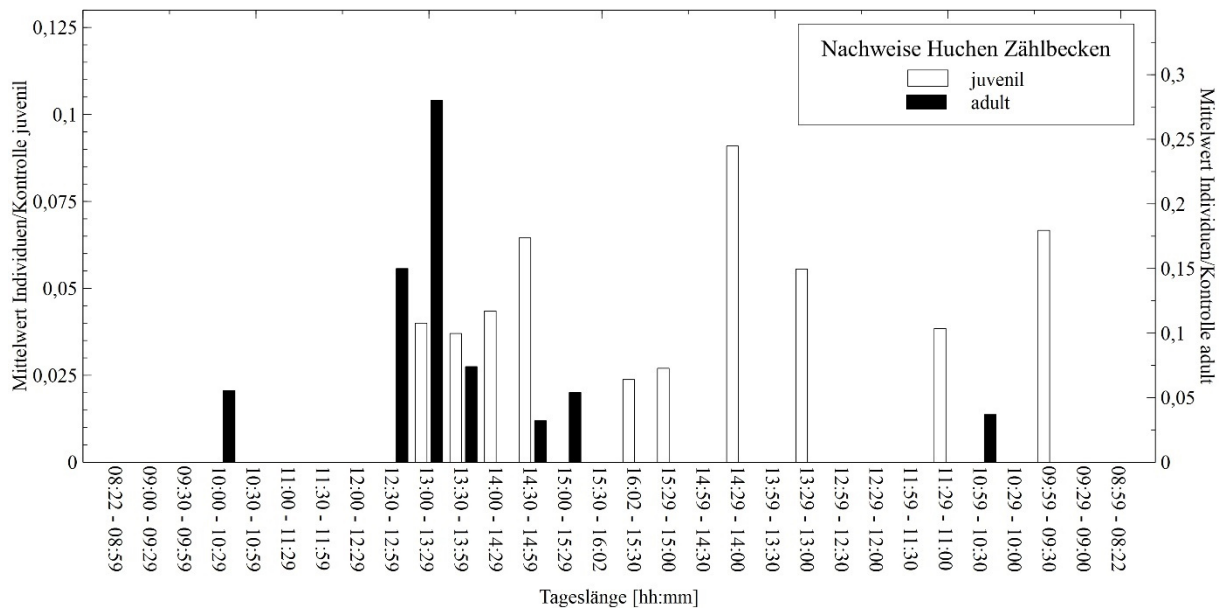


Abbildung 117: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Huchen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Die höchsten mittleren Individuenzahlen adulter Huchen wurden bei zunehmenden Tageslängen zwischen 12:30 und 13:29 Stunden in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,15 bzw. 0,28 Individuen/Kontrolle). Außerhalb von zunehmenden Tageslängen zwischen 12:30 und 13:59 Stunden wurden adulte Huchen nur bei zunehmenden Tageslängen von 10:00 bis 10:29 Stunden und von 14:30 bis 15:29 Stunden sowie abnehmenden zwischen 10:59 und 10:30 Stunden mit jeweils niedrigen mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,03 bis 0,06 Individuen/Kontrolle). Die Aufstiegszahlen von juvenilen Huchen zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei zunehmenden Tageslängen zwischen 14:30 und 14:59 Stunden und abnehmenden zwischen 14:29 und 14:00 Stunden sowie 09:59 und 09:30 Stunden dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,06; 0,09 bzw. 0,07 Individuen/Kontrolle; Abb. 117).

Generalisiertes Lineares Modell Huchen juvenil

```

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-0.30647 -0.19416 -0.12731 -0.09392  2.70655

Coefficients:
            Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) -4.6931     0.4769  -9.841  <2e-16 ***
SGloStr      0.7925     0.3776   2.099   0.0358 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

Abbildung 118: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Huchen. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SGloStr = Globalstrahlung. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Im GLM zeigt die Globalstrahlung einen signifikanten Einfluss ($p < 0,05$) auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen juvenilen Huchen (Abb. 118).

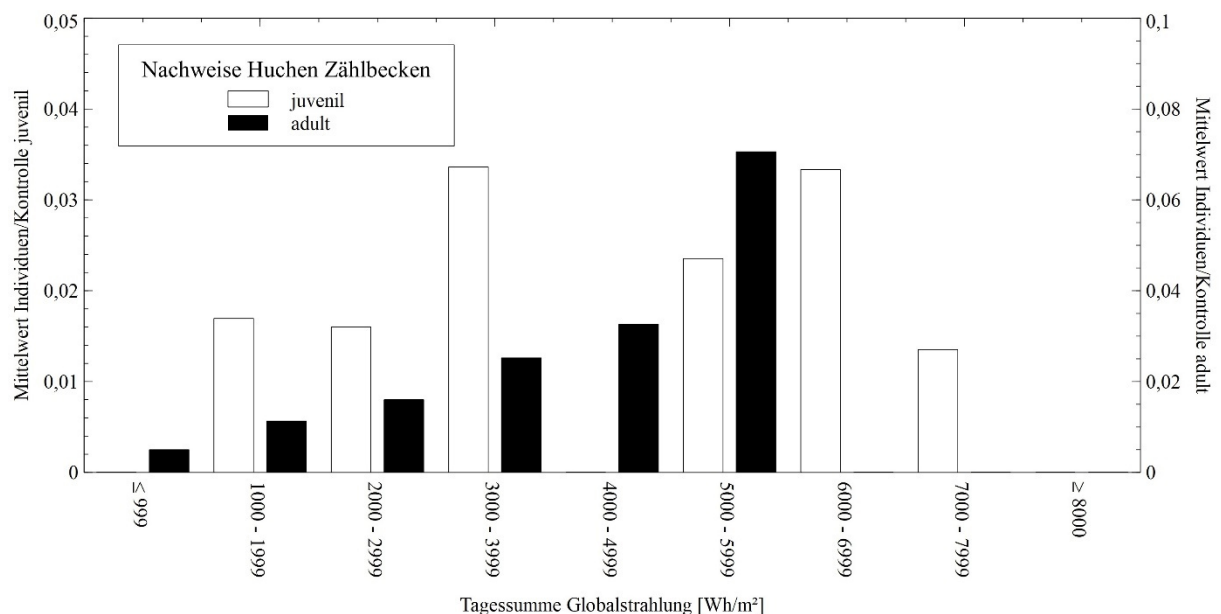


Abbildung 119: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den FWHs des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Huchen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Die mittleren Individuenzahlen juveniler Huchen in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit von der **Globalstrahlung** eine unregelmäßige Verteilung. Die höchsten

mittleren Individuenzahlen wurden bei Tagessummen von 3.000 bis 3.999 Wh/m² sowie 6.000 bis 6.999 Wh/m² dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,034 bzw. 0,033 Individuen/Kontrolle; Abb. 119).

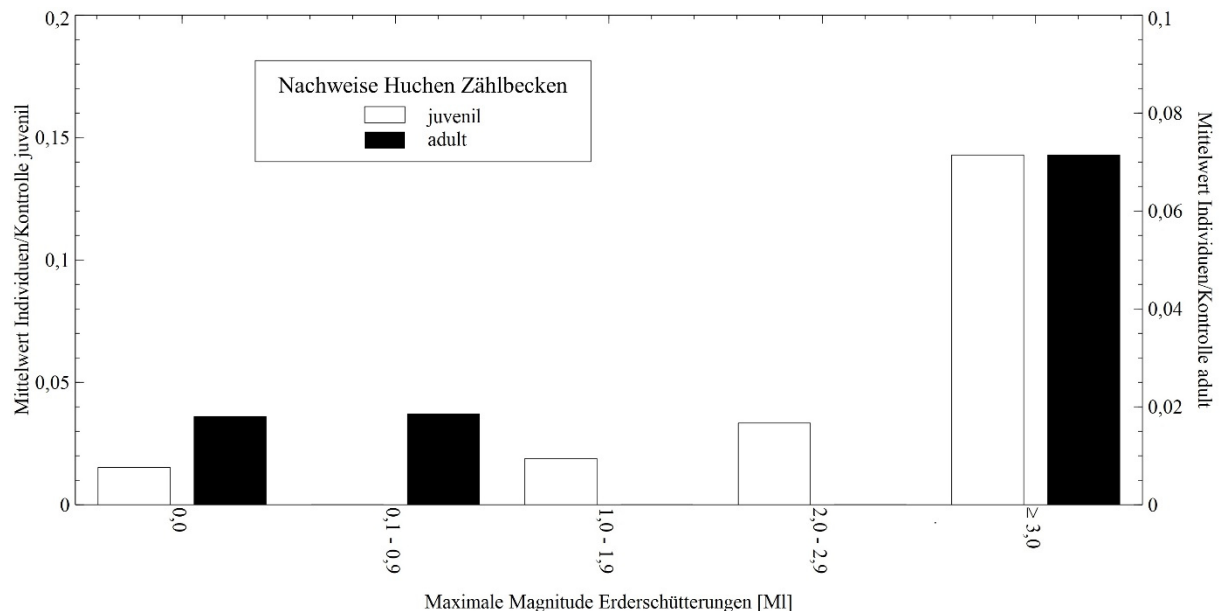


Abbildung 120: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Huchen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erdschütterungen.

Trotz der fehlenden Signifikanz im GLM wurde bei **Erdschütterungen** mit Magnituden MI über 3,0 eine deutlich höhere mittlere Individuenzahl juveniler Huchen in den Zählbecken dokumentiert als an Tagen ohne oder mit schwächeren Erdschütterungen mit Magnituden MI von 0,0 bis 2,9 (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,14 bzw. 0,00 bis 0,03 Individuen/Kontrolle; Abb. 120).

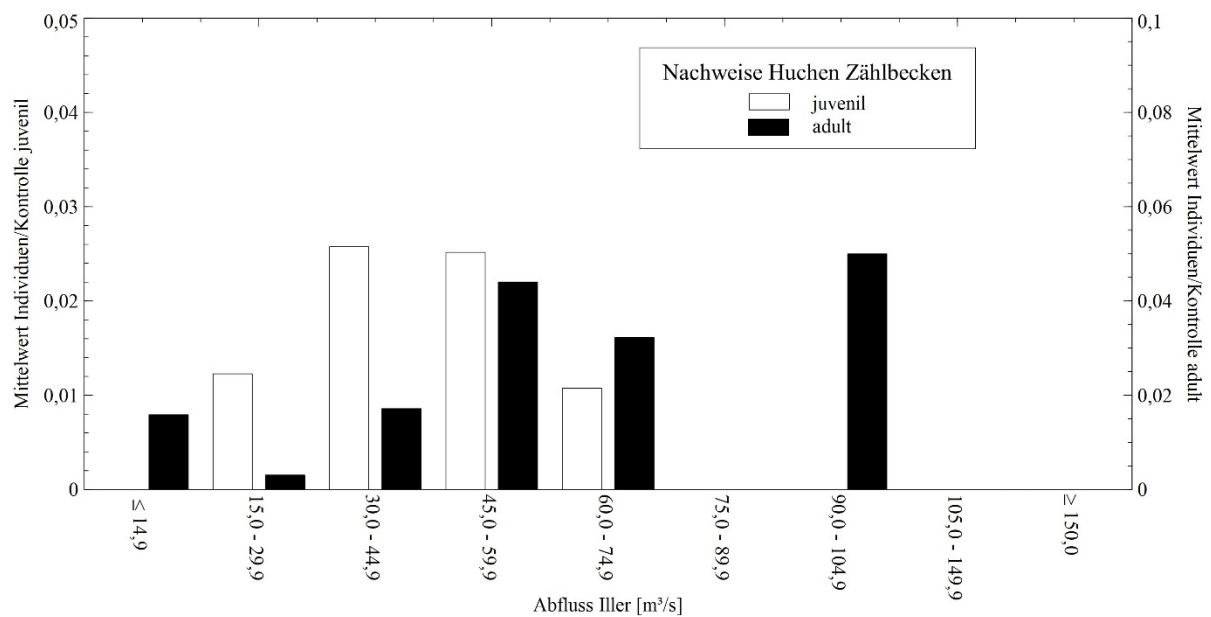


Abbildung 121: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Huchen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

Trotz der fehlenden Signifikanz im GLM wurden juvenile Huchen ausschließlich bei **Abflüssen** von 15,0 bis 74,9 m³/s in den Zählbecken dokumentiert, mit den höchsten mittleren Individuenzahlen bei mittleren Abflüssen um MQ von 30,0 bis 59,9 m³/s (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: jeweils 0,025 Individuen/Kontrolle; Abb. 121).

Generalisiertes Lineares Modell Huchen adult

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-0.4962	-0.2126	-0.1713	-0.1471	3.5250	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-4.1198	0.3340	-12.333	<2e-16	***
SAF	0.3661	0.2603	1.407	0.160	
SSchweb	-0.3601	0.6053	-0.595	0.552	
SGloStr	0.4197	0.3034	1.383	0.167	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 122: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Huchen. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert.

SAF = Abfluss der Iller, SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, SGloStr = Globalstrahlung. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Im GLM verbleiben nach dessen Reduzierung der Abfluss, der Schwebstoffgehalt und die Globalstrahlung, wobei keine der Variablen einen signifikanten Einfluss auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken dokumentierten adulten Huchen zeigt ($p < 0,05$; Abb. 122).

Die mittleren Individuenzahlen adulter Huchen zeigen in Abhängigkeit vom **Abfluss** eine unregelmäßige Verteilung. Bei Abflüssen der Iller über 105,0 m³/s sowie zwischen 75,0 und 89,9 m³/s wurden keine adulten Huchen in den Zählbecken nachgewiesen. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei Abflüssen von 90,0 bis 104,9 m³/s sowie 45,0 bis 59,9 m³/s dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,050 bzw. 0,044 Individuen/Kontrolle; Abb. 121).

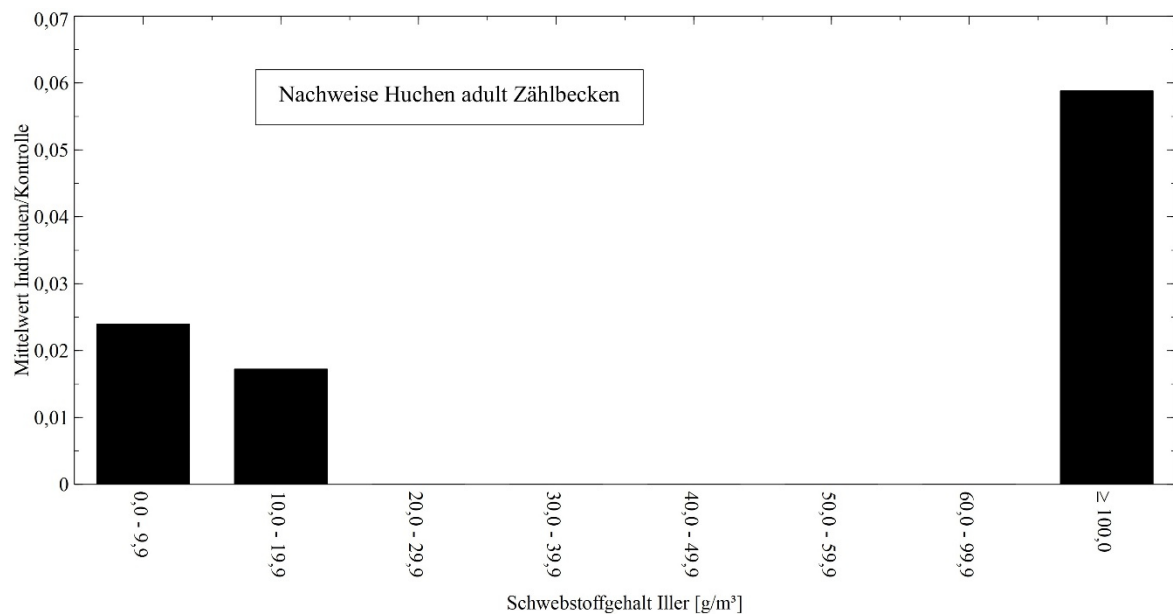


Abbildung 123: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Huchen, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.

Adulte Huchen wurden ausschließlich bei niedrigen bis sehr niedrigen und sehr hohen **Schwebstoffgehalten** mit Konzentrationen von 0,0 bis 9,9 g/m³, 10,0 bis 19,9 g/m³ und über 100,0 g/m³ in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,024; 0,017 bzw. 0,058 Individuen/Kontrolle; Abb. 123).

Die mittleren Individuenzahlen adulter Huchen in den Zählbecken nehmen bis zu einer Tagessumme der **Globalstrahlung** von 5.000 bis 5.999 Wh/m² mit höheren Tagessummen beständig zu (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,71). Bei Tagessummen über 6.000 Wh/m² wurden keine adulten Huchen in den Zählbecken dokumentiert (Abb. 119).

Ebenso wie bei juvenilen wurde trotz der fehlenden Signifikanz im GLM bei **Erderschütterungen** mit Magnituden MI über 3,0 eine höhere mittlere Individuenzahl adulter Huchen in den Zählbecken aufgezeigt als an Tagen ohne oder mit schwächeren Erderschütterungen mit Magnituden MI von 0,0 bis 2,9 (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,071 bzw. 0,0 bis 0,018 Individuen/Kontrolle; Abb. 120).

5.3.5 Regenbogenforelle

Längenverteilung

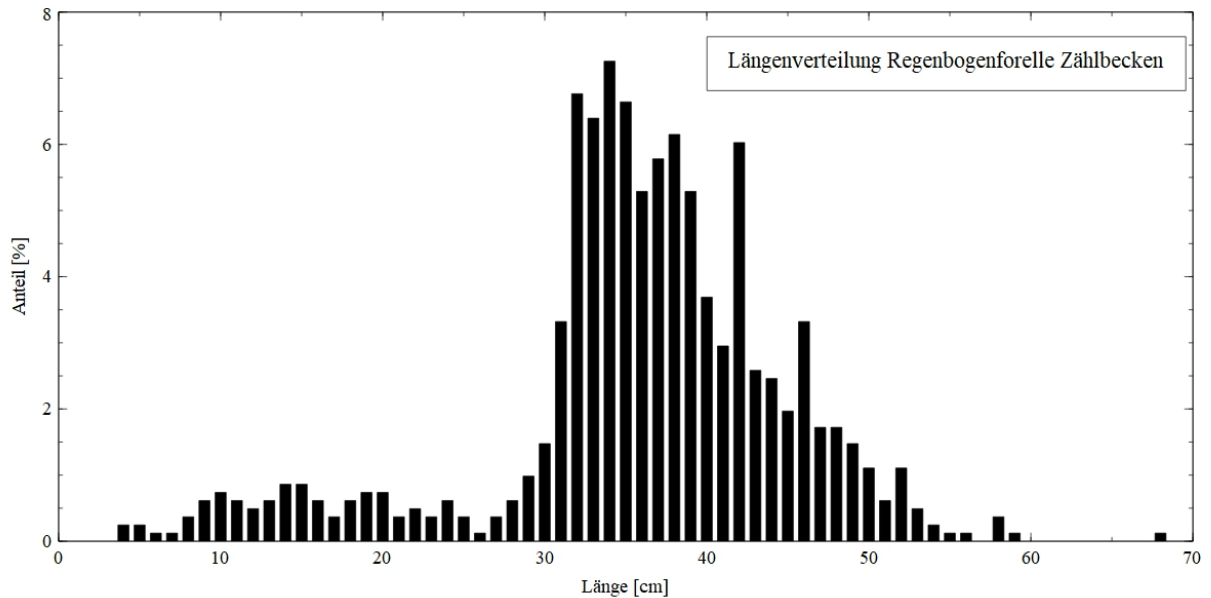


Abbildung 124: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Regenbogenforellen. $n = 816$ Individuen.

In den Zählbecken der FWHs wurden Regenbogenforellen in allen Größenklassen mit Gesamtlängen zwischen 4 und 68 cm nachgewiesen. In den Zählbecken wurden damit auch Regenbogenforellen der Altersklasse 0+ dokumentiert. Die höchsten Anteile wurden von adulten Individuen mit Gesamtlängen zwischen 30 und 50 cm aufgezeigt (1,1 bis 7,3 %; Abb. 124). Von den 816 in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen wurden 89 der Altersklasse juvenil zugeordnet und 727 der Altersklasse adult.

Wassertemperatur

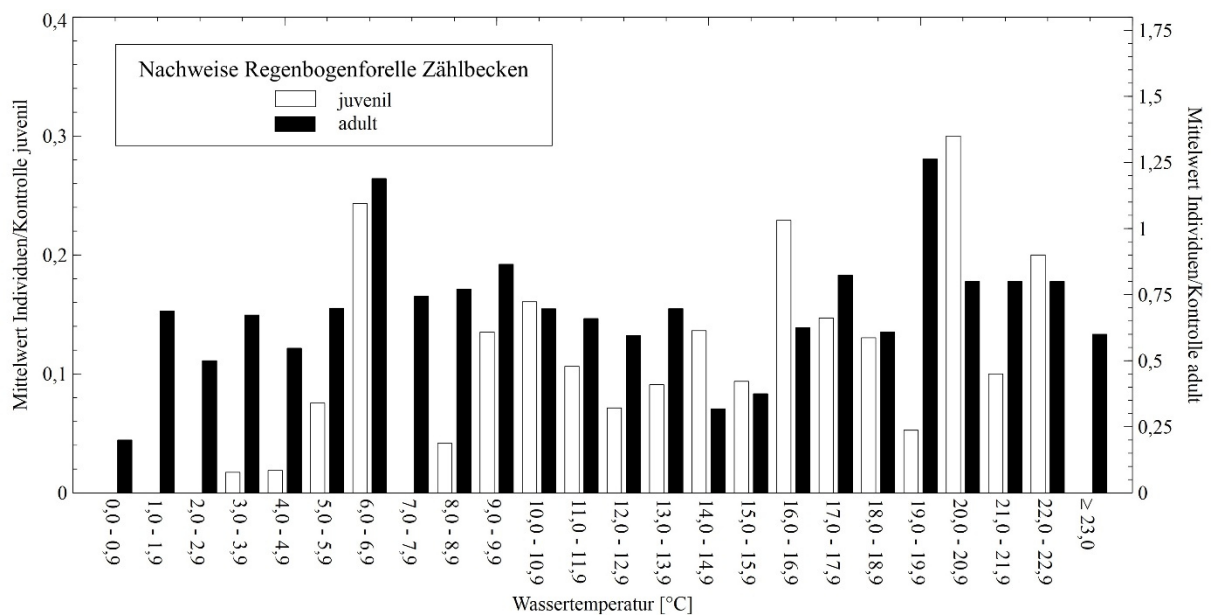


Abbildung 125: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Regenbogenforellen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Juvenile und adulte Regenbogenforellen zeigen eine größtenteils ähnliche Verteilung der mittleren Individuenzahl in den Zählbecken in Abhängigkeit von der Wassertemperatur. Bei beiden Altersklassen sind die mittleren Individuenzahlen unregelmäßig verteilt. Juvenile Regenbogenforellen wurden bei Wassertemperaturen unter 3,0 °C nicht in den Zählbecken nachgewiesen. Adulte Regenbogenforellen wurden bei allen Wassertemperaturklassen von 0,0 bis über 23,0 °C in den Zählbecken registriert. Die höchsten Individuenzahlen adulter Regenbogenforellen wurden bei Wassertemperaturen zwischen 6,0 und 6,9 °C sowie 19,0 und 19,9 °C dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,19 bzw. 1,26 Individuen/Kontrolle). Von juvenilen Regenbogenforellen wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken bei Wassertemperaturen zwischen 6,0 und 6,9 °C, 16,0 und 16,9 °C sowie 20,0 und 20,9 °C aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,24; 0,23 bzw. 0,30 Individuen/Kontrolle; Abb. 125).

Tageslänge

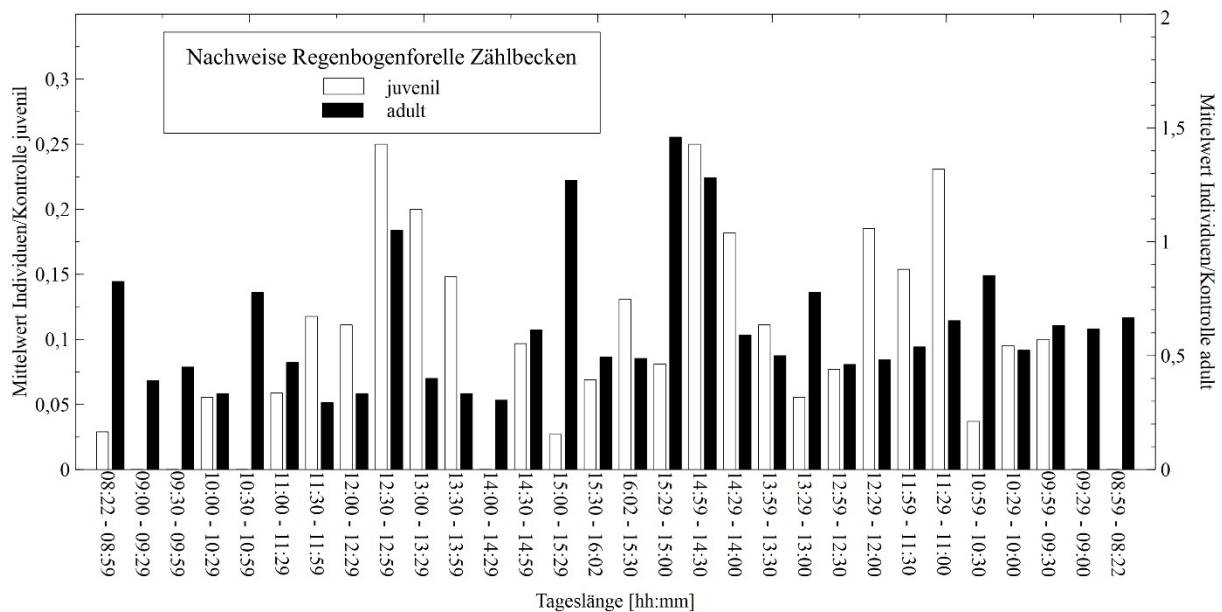


Abbildung 126: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Regenbogenforellen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Adulte Regenbogenforellen wurden bei allen Klassen der Tageslänge in den Zählbecken dokumentiert. Juvenile Regenbogenforellen wurden bei zunehmenden Tageslängen zwischen 12:30 und 12:59 Stunden sowie 13:00 und 13:29 Stunden und abnehmenden zwischen 14:59 und 14:00 Stunden sowie 11:29 und 11:00 Stunden mit den höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,25; 0,20; 0,25 bzw. 0,23 Individuen/Kontrolle), adulte bei zunehmenden Tageslängen zwischen 15:00 und 15:29 Stunden sowie abnehmenden von 15:29 bis 15:00 Stunden und 14:59 bis 14:30 Stunden (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,3; 1,5 bzw. 1,3 Individuen/Kontrolle; Abb. 126).

Generalisiertes Lineares Modell Regenbogenforelle juvenil

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-0.8988	-0.4639	-0.3950	-0.3387	4.1253	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-2.5234	0.1507	-16.743	<2e-16	***
SDifAF	-0.3141	0.1320	-2.378	0.0174	*
STemp	0.3171	0.1308	2.425	0.0153	*
--- Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 127: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Regenbogenforellen. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, STemp = Wassertemperatur. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken dokumentierten juvenilen Regenbogenforellen zeigen im GLM die Änderung des Abflusses und die Wassertemperatur einen signifikanten Einfluss ($p < 0,05$; Abb. 127).

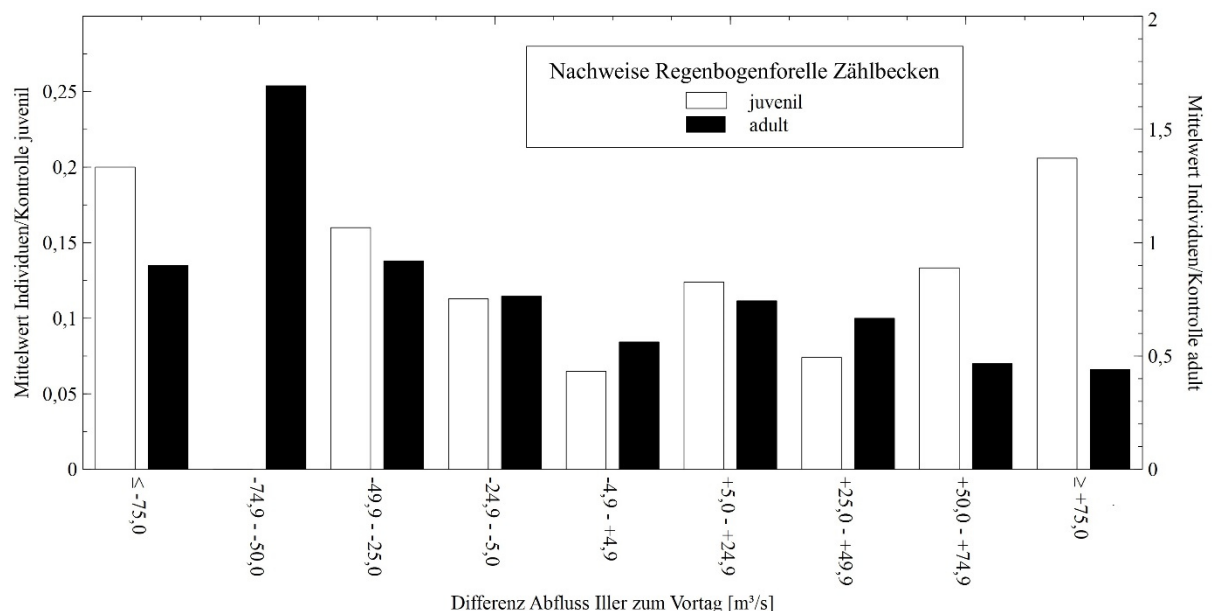


Abbildung 128: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Regenbogenforellen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen juveniler Regenbogenforellen der betrachteten Klassen der **Änderung des Abflusses** der Iller zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei sehr hohen Differenzen des Abflusses der Iller zum Vortag unter $-75,0 \text{ m}^3/\text{s}$ und über $+75,0 \text{ m}^3/\text{s}$ dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,20 bzw. 0,21 Individuen/Kontrolle; Abb. 128).

Generalisiertes Lineares Modell Regenbogenforelle adult

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-2.2511	-1.1164	-0.8952	0.3647	6.8694	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-0.56214	0.05599	-10.040	< 2e-16	***
SAF	0.22186	0.04912	4.517	6.28e-06	***
SDifAF	-0.22353	0.04183	-5.344	9.10e-08	***
SDifSchweb	-0.10783	0.02863	-3.766	0.000166	***
STaLa	0.14155	0.05488	2.579	0.009897	**
SGloStr	-0.46009	0.09119	-5.045	4.53e-07	***
STemp	0.26929	0.08106	3.322	0.000894	***
SDifTemp	0.16196	0.05913	2.739	0.006158	**

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 129: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Regenbogenforellen. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, SDifSchweb = Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag, STaLa = Tageslänge, SGloStr = Globalstrahlung, STemp = Wassertemperatur, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Der Abfluss, die Änderung des Abflusses, die Änderung des Schwebstoffgehalts, die Globalstrahlung und die Wassertemperatur zeigen im GLM einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken dokumentierten adulten Regenbogenforellen, die Tageslänge und die Änderung der Wassertemperatur einen hochsignifikanten ($p < 0,01$; Abb. 129).

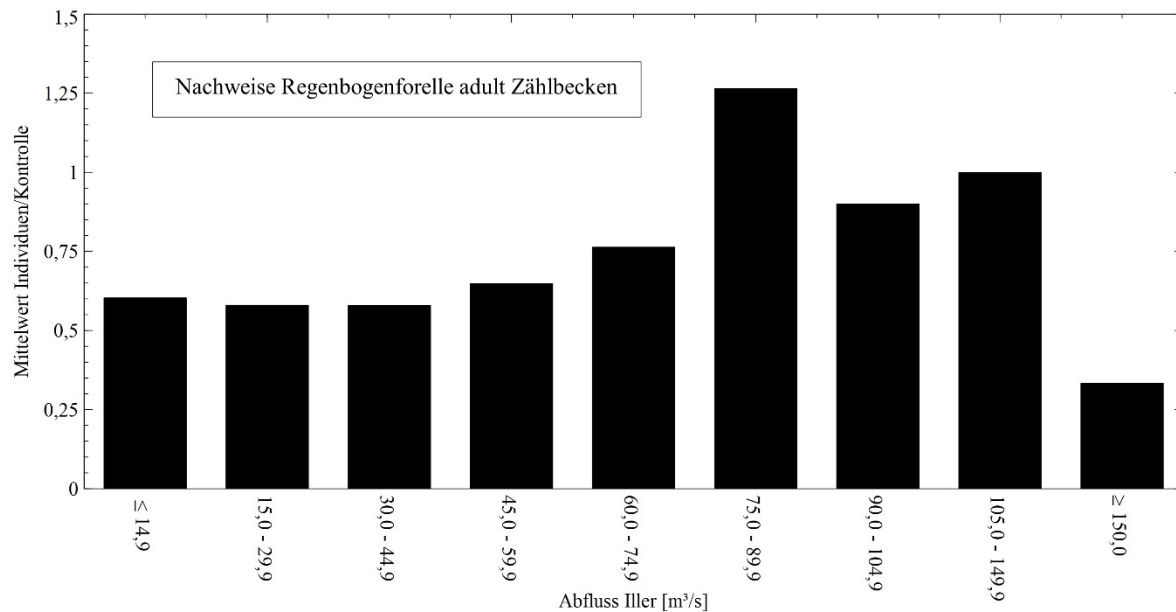


Abbildung 130: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Regenbogenforellen, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

In Abhängigkeit vom **Abfluss** der Iller wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen adulter Regenbogenforellen bei Abflüssen von 75,0 bis 149,9 m³/s in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,3; 0,90 bzw. 1,0 Individuen/Kontrolle). Mit niedriger oder höher werdenden Abflüssen nahmen die mittleren Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen adulten Regenbogenforellen tendenziell ab (Abb. 130).

Die höchste mittlere Individuenzahl von adulten Regenbogenforellen in den Zählbecken in Abhängigkeit von der **Änderung des Abflusses** wurde bei einer Differenz zum Vortag von -74,9 bis -50,0 m³/s nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,7 Individuen/Kontrolle). Bei weniger stark abnehmenden oder zunehmenden Abflüssen der Iller im Vergleich zum Vortag wurden niedrigere mittlere Individuenzahlen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,44 bis 0,92 Individuen/Kontrolle), ebenso bei einer Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag unter -75,0 m³/s (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,9 Individuen/Kontrolle; Abb. 128).

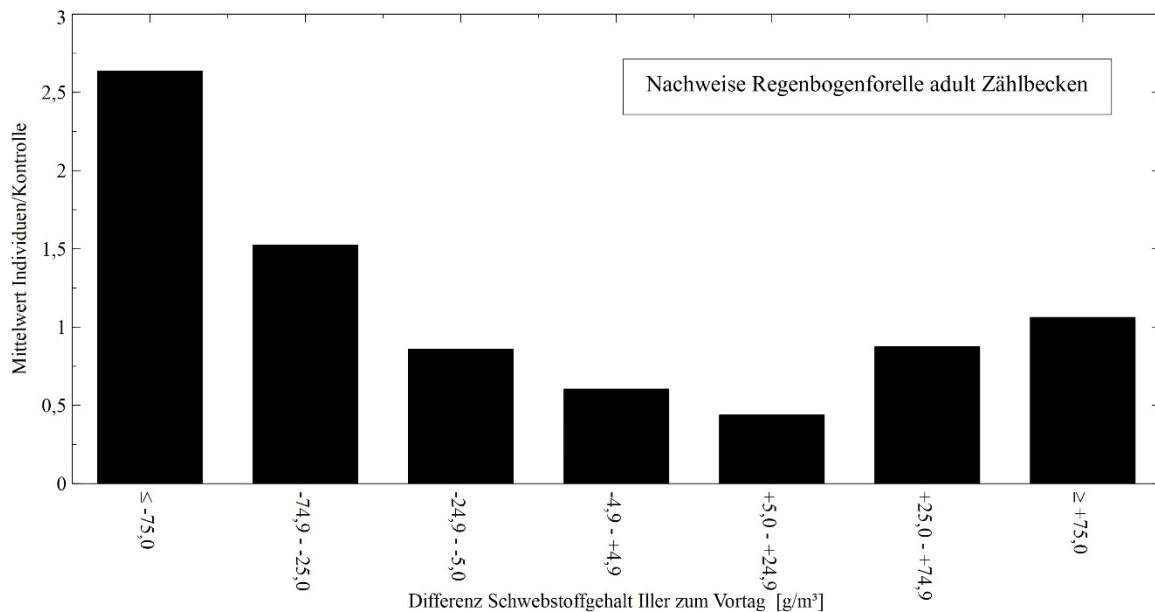


Abbildung 131: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Regenbogenforellen, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.

Bei einem stark **abnehmendem Schwebstoffgehalt** der Iller mit Differenzen zum Vortag unter $-75,0 \text{ g/m}^3$ wurde die höchste mittlere Individuenzahl von adulten Regenbogenforellen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,6 Individuen/Kontrolle). Mit weniger stark abnehmendem und moderat zunehmendem Schwebstoffgehalt nahmen die mittleren Individuenzahlen beständig ab. Ab Differenzen des Schwebstoffgehalts zum Vortag von $+5,0$ bis über $+75,0 \text{ g/m}^3$ wurden mit stärker zunehmenden Schwebstoffgehalten wieder höhere mittlere Individuenzahlen dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,44; 0,88 bzw. 1,1 Individuen/Kontrolle; Abb. 131).

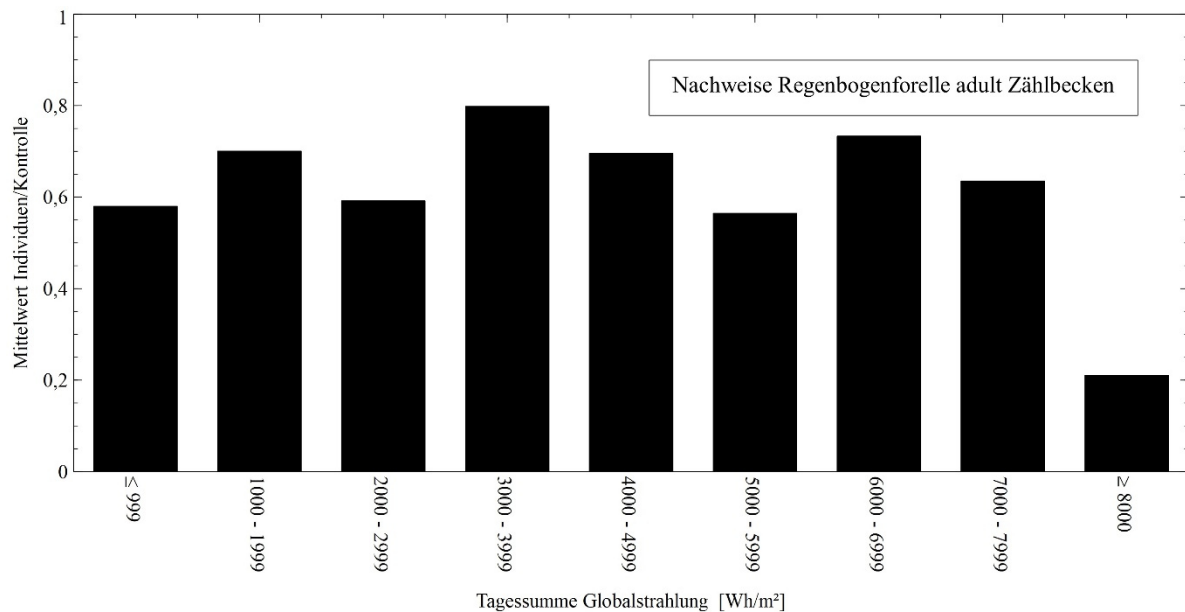


Abbildung 132: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Regenbogenforellen, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Bei Tagessummen der **Globalstrahlung** von unter 999 bis 7.999 Wh/m² wurden relativ konstante und unregelmäßig schwankende mittlere Individuenzahlen von adulten Regenbogenforellen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,56 bis 0,79 Individuen/Kontrolle). Bei Tagessummen der Globalstrahlung über 8.000 Wh/m² wurde eine niedrigere mittlere Individuenzahl aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,21 Individuen/Kontrolle; Abb. 132).

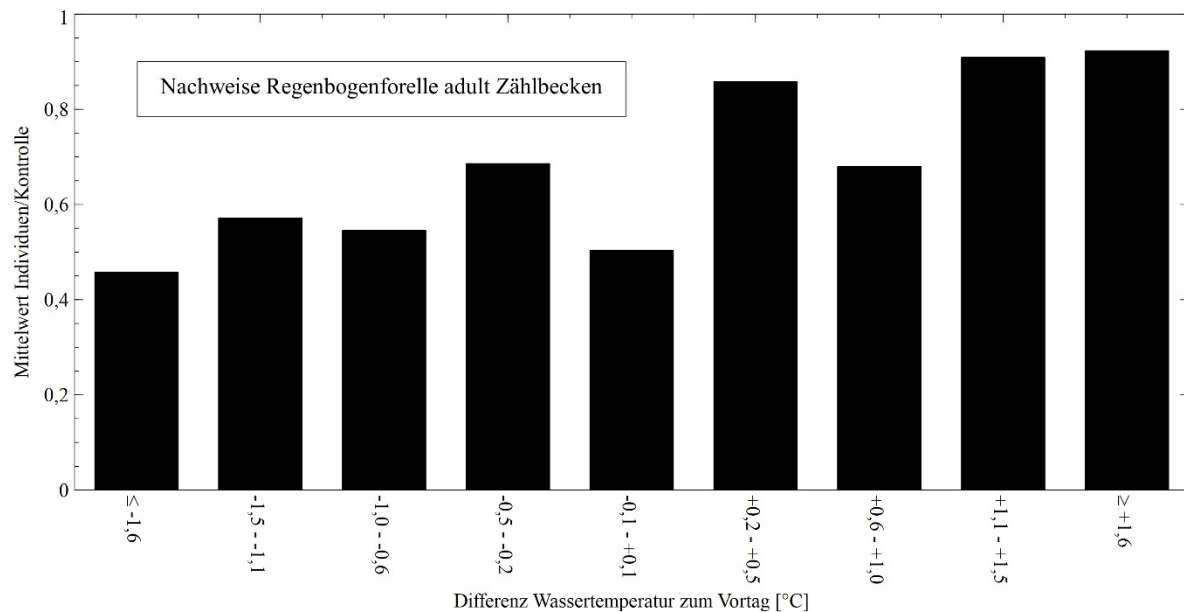


Abbildung 133: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Regenbogenforellen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.

Die betrachteten Klassen der **Änderung der Wassertemperatur** zeigen unregelmäßig schwankende mittlere Individuenzahlen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,45 bis 0,92 Individuen/Kontrolle). Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei steigenden Wassertemperaturen mit Differenzen zum Vortag von +0,2 bis +0,5 °C, +1,1 bis +1,5 °C und über +1,6 °C dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,86; 0,91 bzw. 0,92 Individuen/Kontrolle; Abb. 133).

5.3.6 Bachschmerle

Längenverteilung

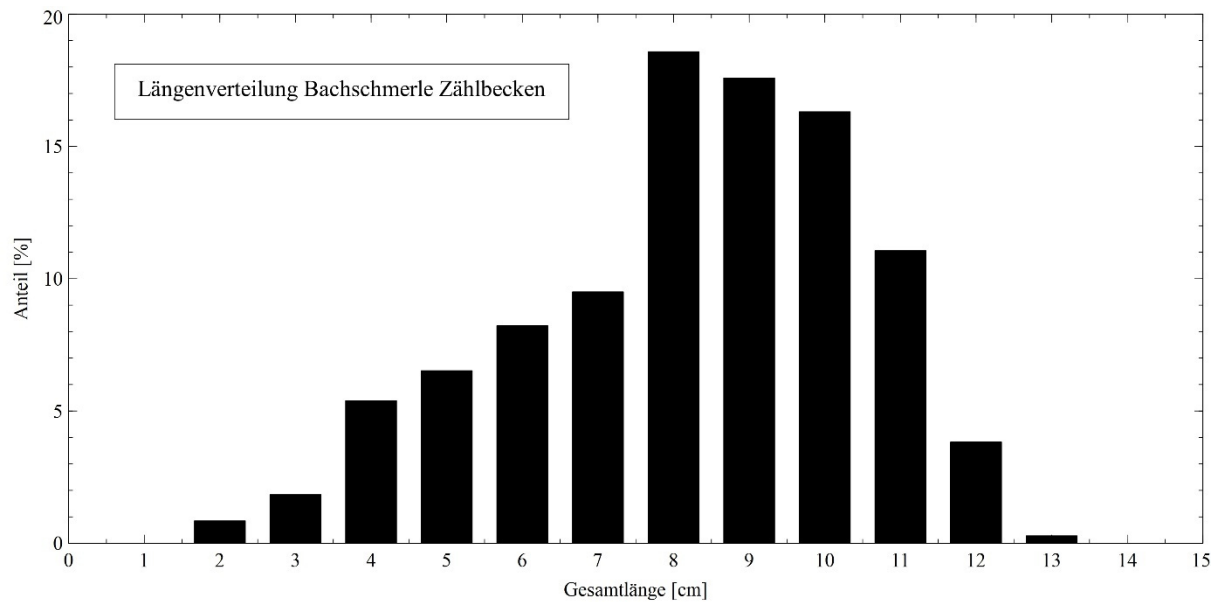


Abbildung 134: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen. $n = 706$ Individuen.

Es wurden Bachschmerlen mit Gesamtlängen von 2 bis 13 cm in den Zählbecken dokumentiert, die höchsten Anteile hatten dabei Individuen mit 8 bis 10 cm Gesamtlänge (18,6 %; 17,6 % bzw. 16,6 %; Abb. 134).

Wassertemperatur

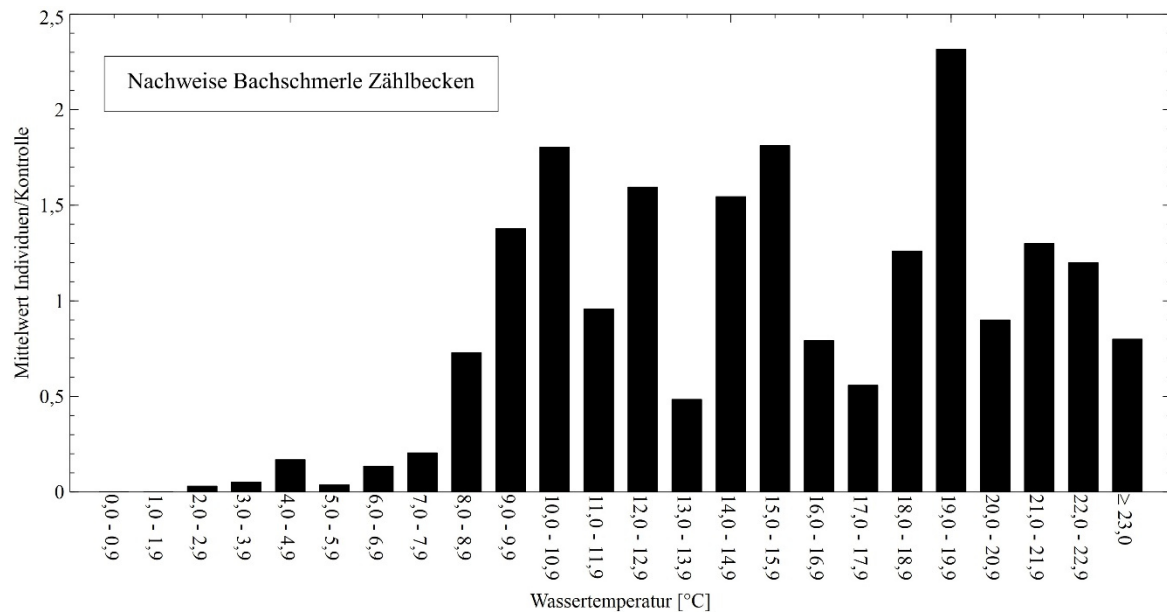


Abbildung 135: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Bachschmerlen wurden ab einer Wassertemperatur von 2,0 °C in den Zählbecken nachgewiesen, bei Wassertemperaturen unter 8,0 °C in niedrigen mittleren Individuenzahlen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,03 bis 0,21 Individuen/Kontrolle). Mit höher werdenden Wassertemperaturen stiegen die mittleren Individuenzahlen beständig bis zu einer Wassertemperatur von 10,0 bis 10,9 °C an (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,8 Individuen/Kontrolle). Bei Wassertemperaturen über 11,0 °C schwankten die mittleren Individuenzahlen deutlich und unregelmäßig, wobei die höchste mittlere Individuenzahl bei Wassertemperaturen zwischen 19,0 und 19,9 °C aufgezeigt wurde (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,6 bis 2,3 Individuen/Kontrolle; Abb. 135).

Tageslänge

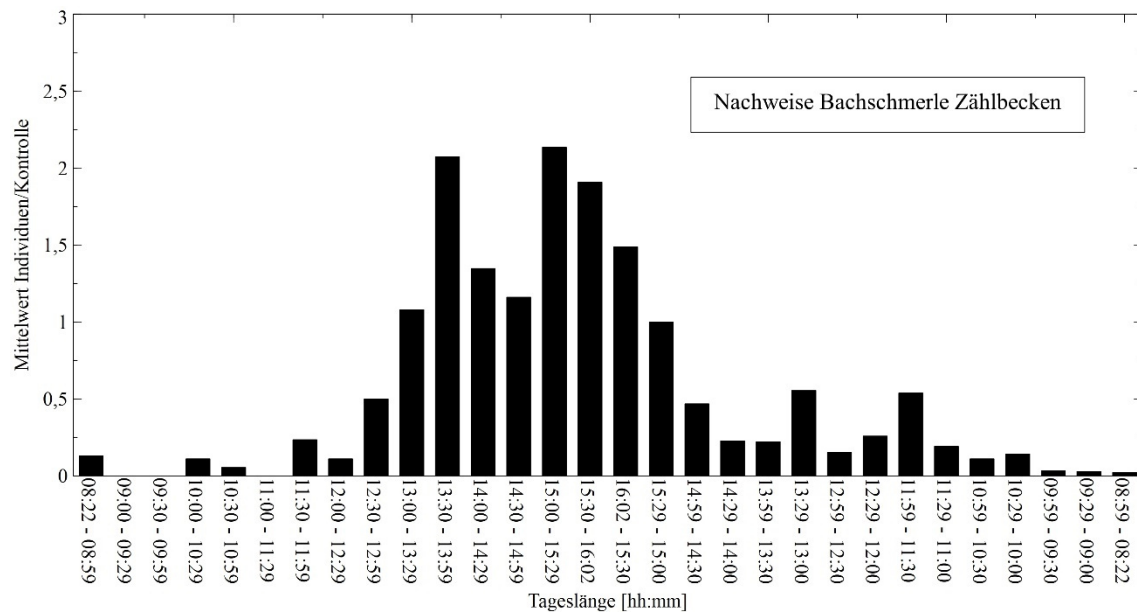


Abbildung 136: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Bachschmerlen wurden bei allen Tageslängen außer zunehmenden zwischen 09:00 und 09:59 Stunden sowie 11:00 und 11:29 Stunden in den Zählbecken nachgewiesen. Hohe mittlere Individuenzahlen wurden bei zunehmenden Tageslängen zwischen 13:00 und 16:02 Stunden sowie abnehmenden zwischen 16:02 und 15:00 Stunden aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,0 bis 2,1 Individuen/Kontrolle). Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei zunehmenden Tageslängen zwischen 13:30 und 13:59 Stunden, 15:00 und 15:29 Stunden sowie 15:30 und 16:02 Stunden dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,1; 2,1 bzw. 1,9 Individuen/Kontrolle; Abb. 136).

Generalisiertes Lineares Modell

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-2.5910	-1.0298	-0.6075	-0.2390	11.3614	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-0.89943	0.08336	-10.790	< 2e-16	***
SAF	0.42318	0.04090	10.346	< 2e-16	***
SDifAF	-0.14265	0.03720	-3.835	0.000126	***
STaLa	-0.69446	0.09758	-7.116	1.11e-12	***
SGloStr	0.66737	0.06424	10.389	< 2e-16	***
STemp	0.44730	0.07352	6.084	1.17e-09	***
SDifTemp	-0.16475	0.04030	-4.088	4.36e-05	***
SMI	-0.09987	0.04412	-2.264	0.023603	*
SDifF	-0.08767	0.03314	-2.646	0.008151	**

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 137: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen der Bachschmerle. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, STaLa = Tageslänge, SGloStr = Globalstrahlung, STemp = Wassertemperatur, SDifTemp: Differenz der Wassertemperatur zum Vortag, SMI = Magnitude Lokalbeben in Bayern, SDifF = Differenz der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen Bachschmerlen zeigen im GLM der Abfluss, die Änderung des Abflusses, die Tageslänge, die Globalstrahlung, die Wassertemperatur und die Änderung der Wassertemperatur einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$), Schwankungen des Erdmagnetfelds einen hochsignifikanten ($p < 0,01$) und Erderschütterungen einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 137).

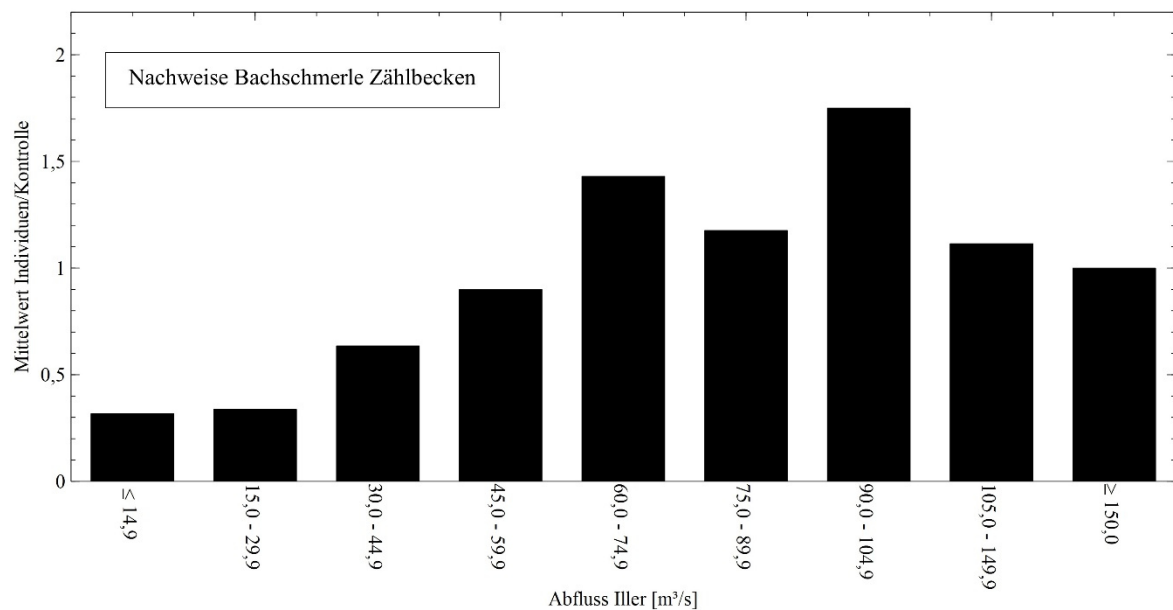


Abbildung 138: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

Die höchste mittlere Individuenzahl in den Zählbecken in Abhängigkeit vom **Abfluss** wurde bei Abflüssen von 90,0 bis 104,9 m³/s dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,75 Individuen/Kontrolle). Mit höher oder niedriger werdenden Abflüssen nahmen die mittleren Individuenzahlen mit Ausnahme einer zweiten Spitze bei Abflüssen von 60,0 bis 74,9 m³/s beständig ab (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,43 Individuen/Kontrolle; Abb. 138).

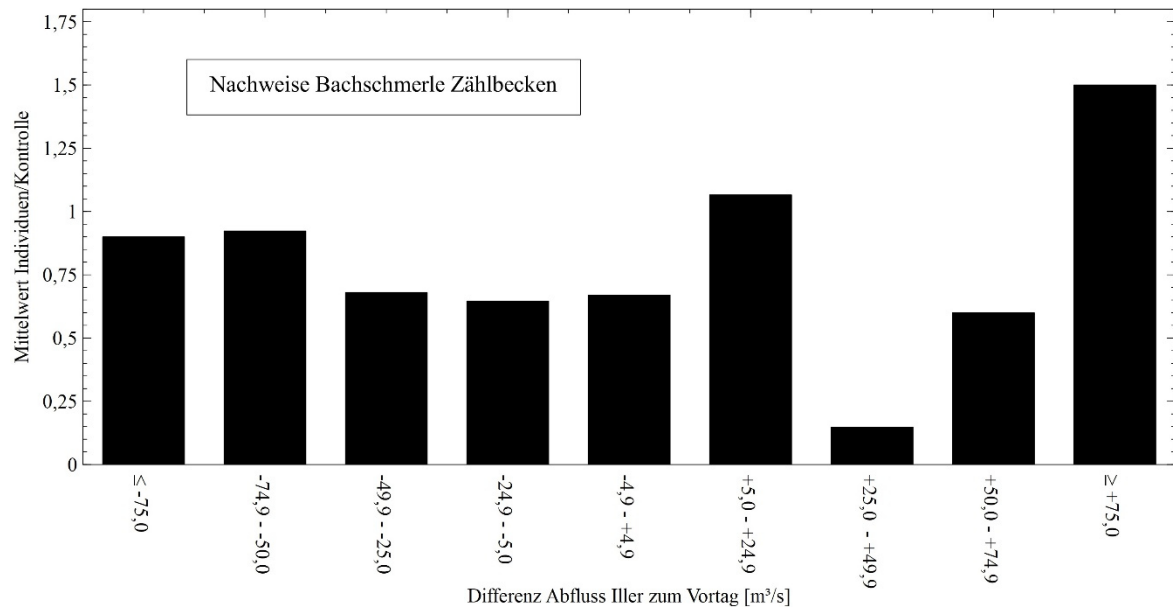


Abbildung 139: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.

In Abhängigkeit von der **Änderung des Abflusses** der Iller wurde die höchste mittlere Individuenzahl von Bachschmerlen in den Zählbecken bei einer Differenz des Abflusses zum Vortag über +75,0 m³/s nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,5 Individuen/Kontrolle). Eine weitere Spitze wurde bei einer Differenz des Abflusses zum Vortag von +5,0 bis +24,9 m³/s dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,1 Individuen/Kontrolle; Abb. 139).

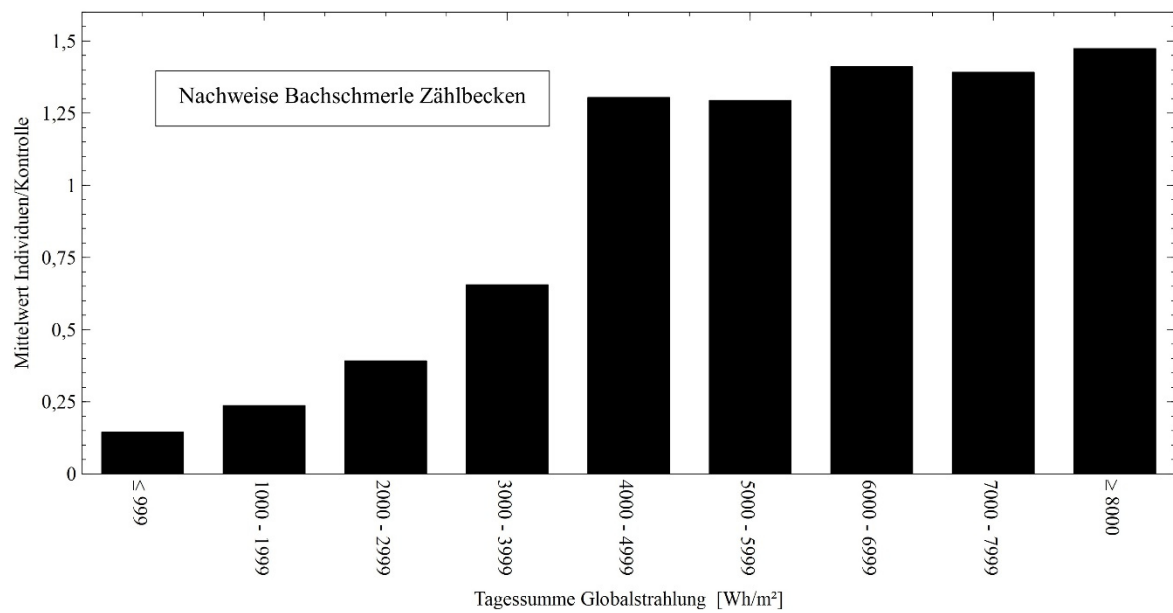


Abbildung 140: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Bis zu einer Tagessumme von 4.999 Wh/m² nahmen die mittleren Individuenzahlen von Bachschmerlen in den Zählbecken mit höheren Tagessummen der **Globalstrahlung** beständig zu. Ab einer Tagessumme von 4.000 Wh/m² wurden für die betrachteten Klassen der Tagessumme der Globalstrahlung ähnliche mittlere Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,3 bis 1,5 Individuen/Kontrolle; Abb. 140).

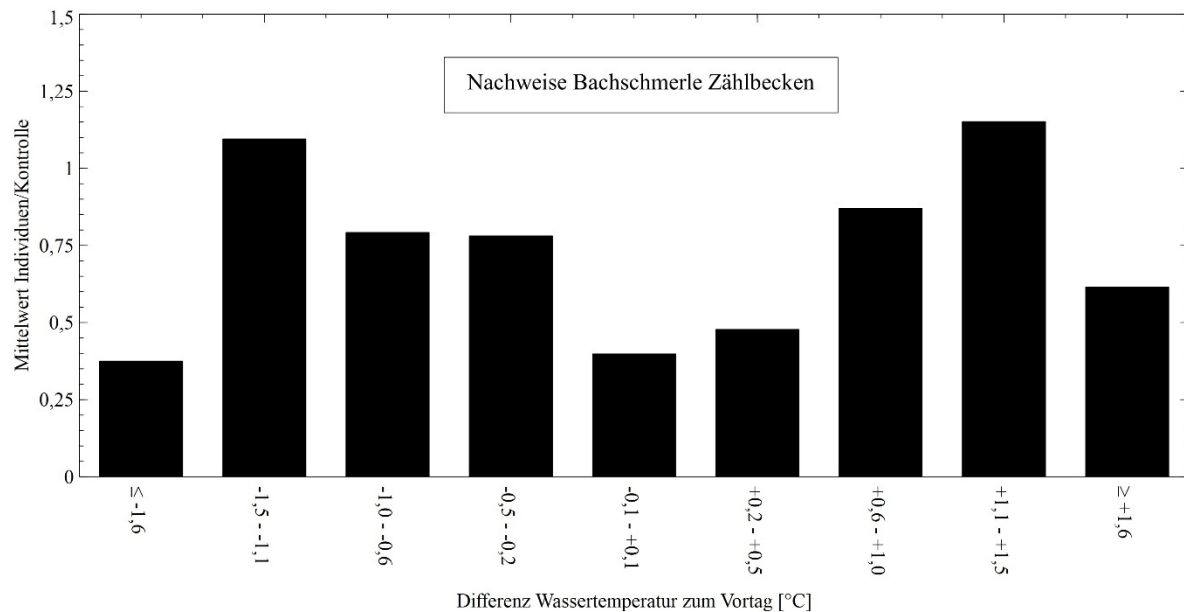


Abbildung 141: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.

Bei konstanten, stark fallenden sowie leicht und stark **steigenden Wassertemperaturen** mit Differenzen zum Vortag unter -1,6 °C, -0,1 bis +0,1 °C, +0,2 bis +0,5 °C und über +1,6 °C wurden niedrige mittlere Individuenzahlen von Bachschmerlen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,38 bis 0,62 Individuen/Kontrolle). Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei moderat fallenden und steigenden Wassertemperaturen mit Differenzen zum Vortag von -1,5 bis -1,1 °C und +1,1 bis +1,5 °C aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,1 bzw. 1,2 Individuen/Kontrolle; Abb. 141).

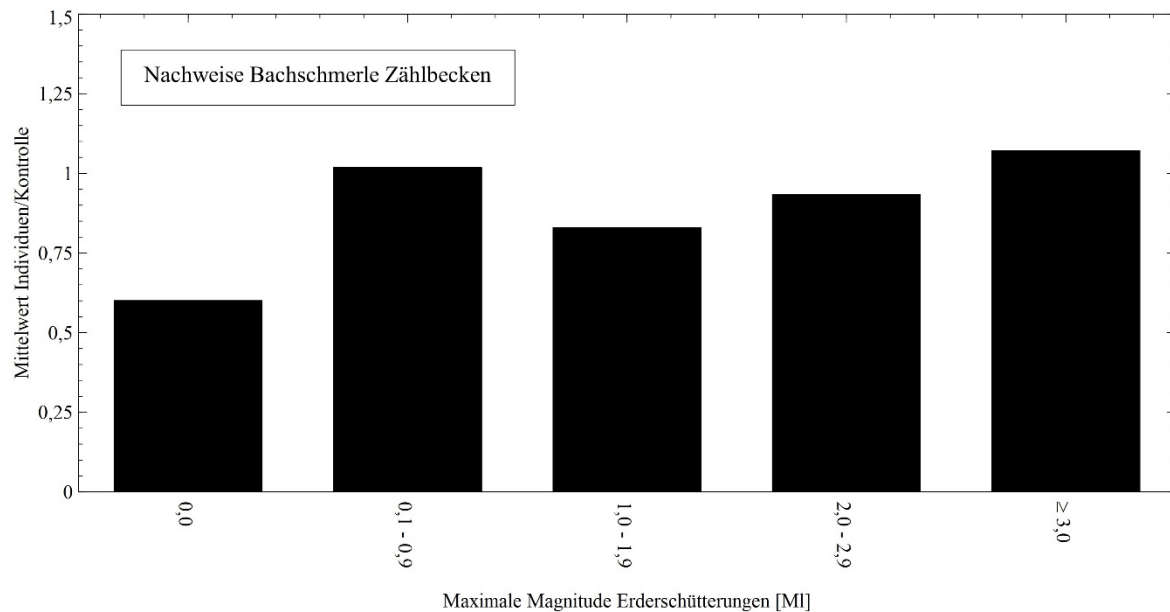


Abbildung 142: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erderschütterungen.

Die mittleren Individuenzahlen der verschiedenen Klassen der Magnitude von **Erderschütterungen** zeigen nur geringe Unterschiede und eine unregelmäßige Verteilung. An Tagen mit Erderschütterungen (MI 0,1 bis über 3,0) wurden leicht höhere mittlere Individuenzahlen dokumentiert als an Tagen ohne Erderschütterungen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,83 bis 1,1 bzw. 0,60 Individuen/Kontrolle; Abb. 142).

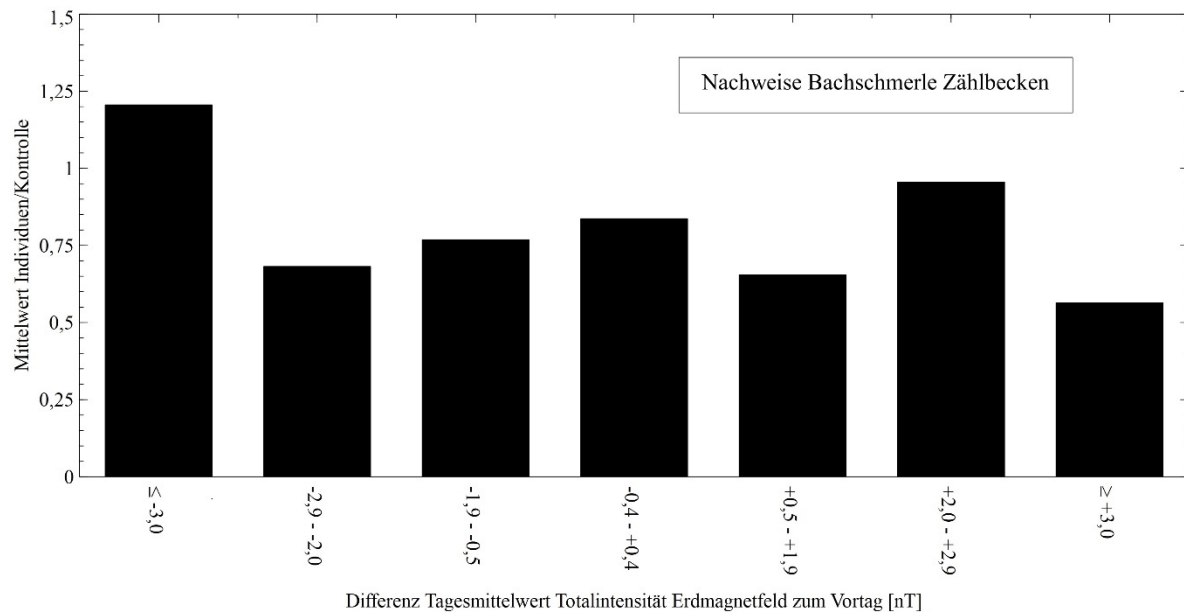


Abbildung 143: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bachschmerlen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.

Bei stark sinkenden Totalintensitäten des **Erdmagnetfelds** mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag unter -3,0 nT wurde eine leicht höhere mittlere Individuenzahl von Bachschmerlen in den Zählbecken dokumentiert als bei weniger stark sinkenden sowie steigenden Totalintensitäten (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,2 bzw. 0,56 bis 0,96 Individuen/Kontrolle; Abb. 143).

5.3.7 Barbe

Längenverteilung

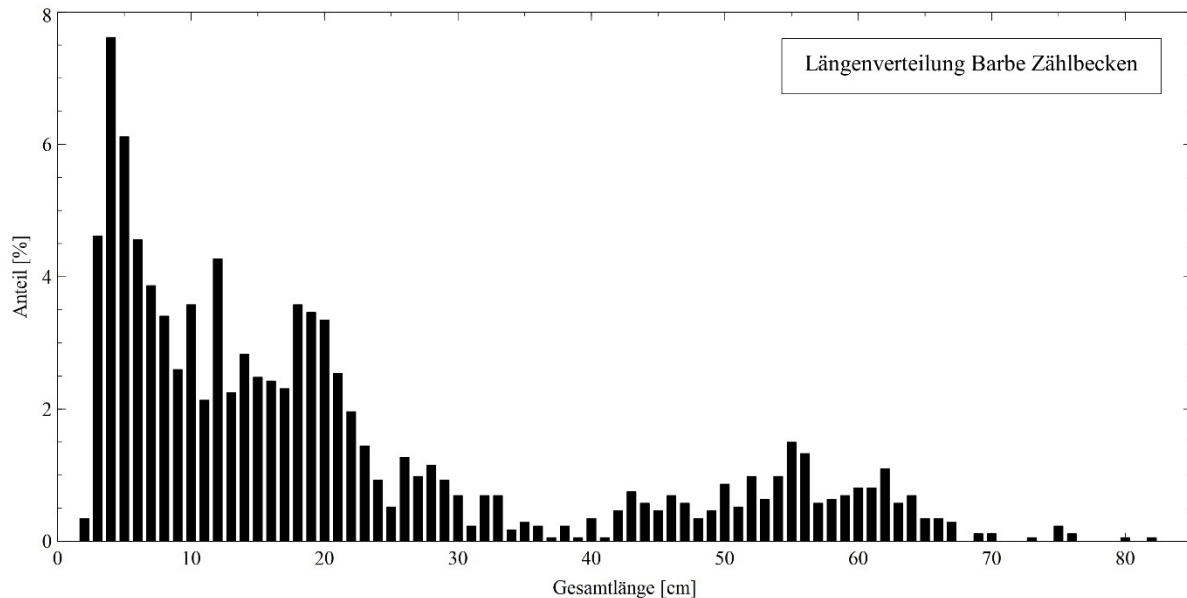


Abbildung 144: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Barben. $n = 1.744$ Individuen.

Es wurden Barben mit Gesamtlängen zwischen 2 und 82 cm in den Zählbecken dokumentiert (Abb. 144). Dabei wurden juvenile Barben mit Gesamtlängen zwischen 3 und 21 cm mit den höchsten Anteilen aufgezeigt (2,5 bis 7,6 %). Barben mit einer Gesamtlänge zwischen 34 und 41 cm wurden in geringen Anteilen am Gesamtfang von Barben in den Zählbecken nachgewiesen (0,06 bis 0,35 %). Individuen mit einer Gesamtlänge von 42 bis 64 cm wurden wieder in höheren Anteilen registriert (0,46 bis 1,5 %). Ab einer Gesamtlänge von 65 cm ist wieder eine deutlich abnehmende Tendenz des Anteils von Individuen mit der jeweiligen Gesamtlänge erkennbar (0,06 bis 0,35 %). Von den 1.744 in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen wurden 1.397 Individuen der Altersklasse juvenil zugeordnet und 347 Individuen der Altersklasse adult.

Wassertemperatur

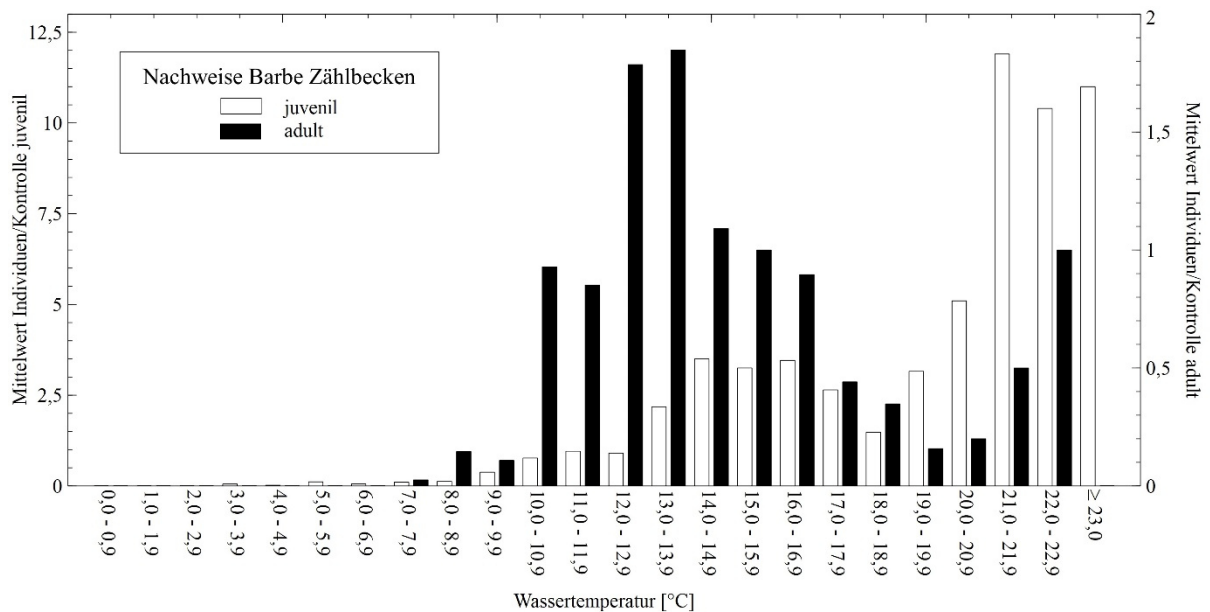


Abbildung 145: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Barben, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Juvenile Barben wurden ab einer Wassertemperatur von 3,0 °C in den Zählbecken nachgewiesen, adulte ab einer Wassertemperatur von 7,0 °C. Die mittleren Individuenzahlen adulter Barben stiegen ab einer Wassertemperatur von 10,0 bis 10,9 °C sprunghaft an (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,92 Individuen/Kontrolle), die höchste mittlere Individuenzahl wurden bei einer Wassertemperatur von 13,0 bis 13,9 °C dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,85 Individuen/Kontrolle). Mit höher werdenden Wassertemperaturen wurden bis zu einer Wassertemperatur von 19,0 bis 19,9 °C abnehmende mittlere Individuenzahlen adulter Barben aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,16 Individuen/Kontrolle), schließlich bis zu einer Wassertemperatur von 22,0 bis 22,9 °C wieder zunehmende (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,0 Individuen/Kontrolle). Bei Wassertemperaturen über 23,0 °C wurden keine adulten Barben in den Zählbecken nachgewiesen. Die mittleren Individuenzahlen juveniler Barben nahmen bis zu einer Wassertemperatur von 14,0 bis 14,9 °C mit höheren Wassertemperaturen zu

(Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,5 Individuen/Kontrolle), mit weiter steigenden Wassertemperaturen wieder ab, um schließlich ab Wassertemperaturen von 19,0 bis 19,9 °C wieder zuzunehmen. Die höchste mittlere Individuenzahl juveniler Barben wurde bei einer Wassertemperatur von 21,0 bis 21,9 °C in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 11,9 Individuen/Kontrolle; Abb. 145).

Tageslänge

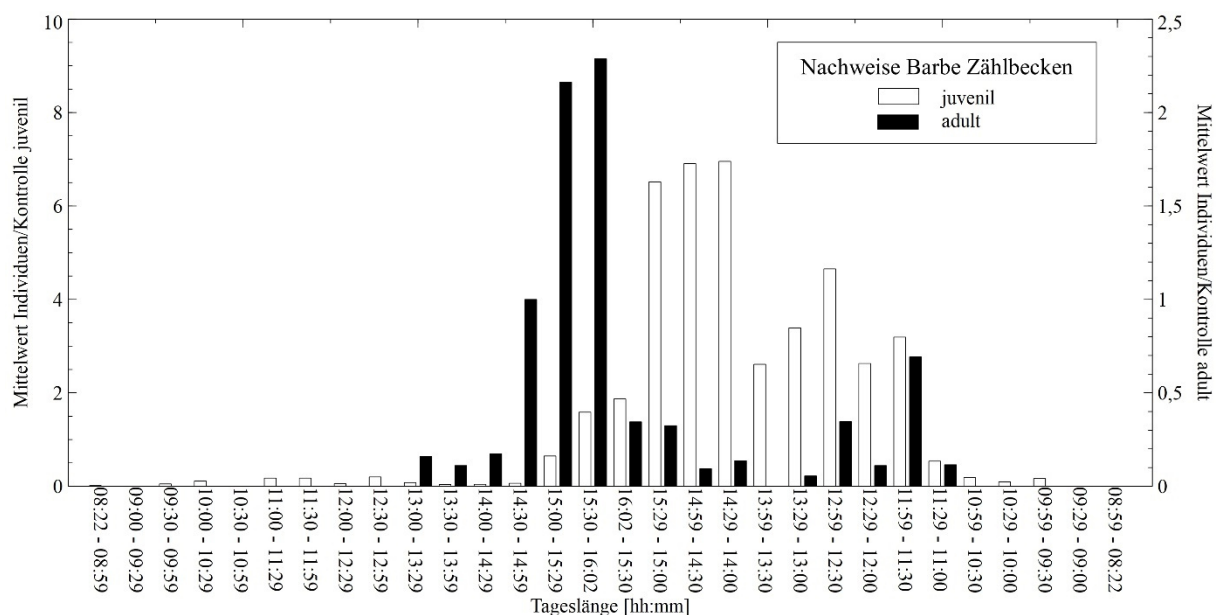


Abbildung 146: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Barben, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Adulte Barben wurden bei zunehmenden Tageslängen zwischen 14:30 und 16:02 Stunden in den höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,0 bis 2,3 Individuen/Kontrolle), mit einem Maximum bei zunehmenden Tageslängen zwischen 15:00 und 15:29 Stunden und 15:30 und 16:02 Stunden (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,2 bzw. 2,3 Individuen/Kontrolle). Bei zunehmenden Tageslängen zwischen 13:00 und 14:29 Stunden sowie abnehmenden zwischen 16:02 und 14:00 Stunden und 13:29 bis 11:00

Stunden wurden adulte Barben in niedrigen mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,09 bis 0,69 Individuen/Kontrolle). Außerhalb der beschriebenen Tageslängen wurden keine adulten Barben dokumentiert. Bei abnehmenden Tageslängen zwischen 15:29 und 11:30 Stunden wurden hohe mittlere Individuenzahlen von juvenilen Barben in den Zählbecken aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,7 bis 7,0 Individuen/Kontrolle). Die maximalen mittleren Individuenzahlen juveniler Barben wurden bei abnehmenden Tageslängen zwischen 15:29 und 15:00 Stunden, 14:59 und 14:30 Stunden sowie 14:29 und 14:00 Stunden in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 6,5; 6,9 bzw. 7,0 Individuen/Kontrolle; Abb. 146).

Generalisiertes Lineares Modell Barbe juvenil

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-5.8920	-1.0575	-0.4634	-0.1011	8.2978	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-1.52988	0.10512	-14.553	< 2e-16	***
SSchweb	0.13942	0.01796	7.762	8.33e-15	***
STaLa	0.99332	0.12679	7.834	4.71e-15	***
SGloStr	0.23228	0.06827	3.402	0.000668	***
SLD	0.40120	0.07136	5.622	1.88e-08	***
STemp	1.56207	0.05192	30.089	< 2e-16	***
SDifTemp	-0.27609	0.03530	-7.822	5.20e-15	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 147: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Barben. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert.

SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, STaLa = Tageslänge, SGloStr = Globalstrahlung, SLD = Luftdruck, STemp = Wassertemperatur, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Der Schwebstoffgehalt, die Tageslänge, die Globalstrahlung, der Luftdruck, die Wassertemperatur und die Änderung der Wassertemperatur zeigen im GLM einen höchstsignifikanten Einfluss auf die in den Zählbecken dokumentierten Individuenzahlen von juvenilen Barben ($p < 0,001$; Abb. 147).

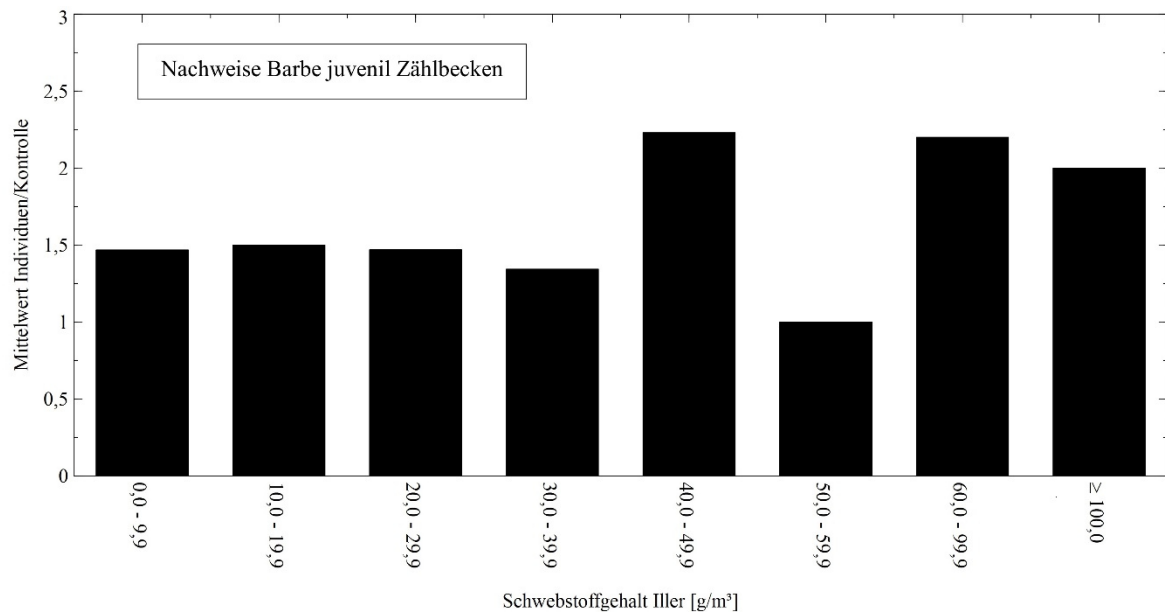


Abbildung 148: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Barben, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.

Bei einem **Schwebstoffgehalt** von 0,0 bis 39,9 g/m³ wurden geringe Schwankungen der mittleren Individuenzahlen juveniler Barben in den Zählbecken aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,3 bis 1,5 Individuen/Kontrolle). Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei einem Schwebstoffgehalt von 40,0 bis 49,9 g/m³ und 60,0 bis 99,9 g/m³ dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: jeweils 2,2 Individuen/Kontrolle; Abb. 148).

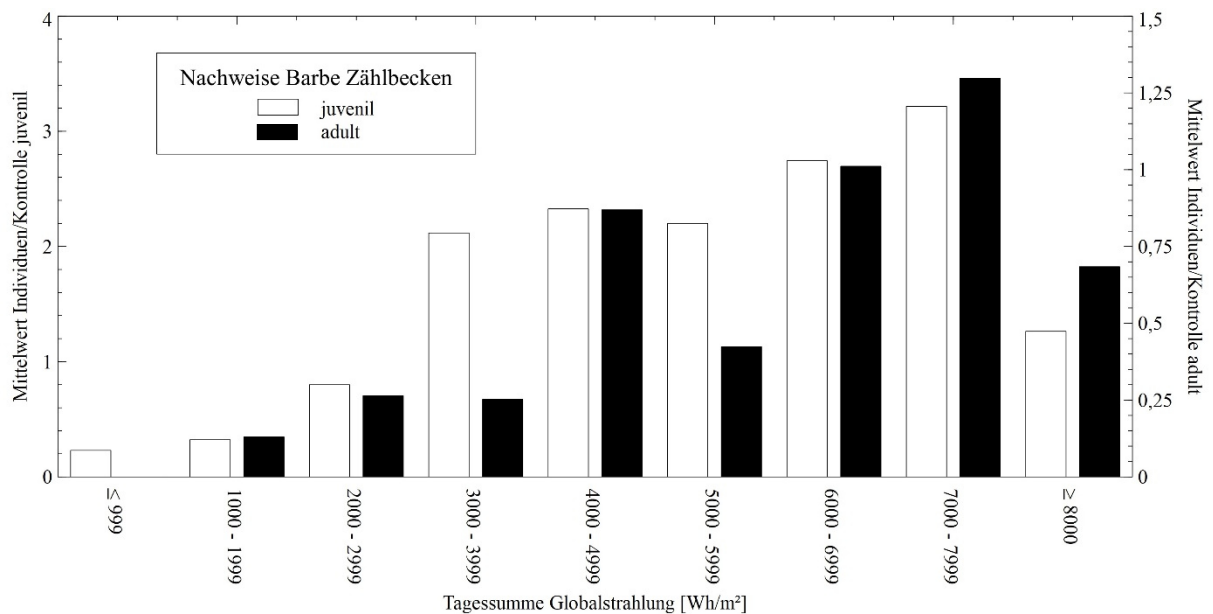


Abbildung 149: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Barben, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Die mittleren Individuenzahlen juveniler Barben in den Zählbecken stiegen mit höheren Tagessummen der **Globalstrahlung** an und erreichten ihr Maximum bei einer Tagessumme von 7.000 bis 7.999 Wh/m² (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,2 Individuen/Kontrolle). Bei höheren Tagessummen über 8.000 Wh/m² wurde wieder eine niedrigere mittlere Individuenzahl dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,3 Individuen/Kontrolle; Abb. 149).

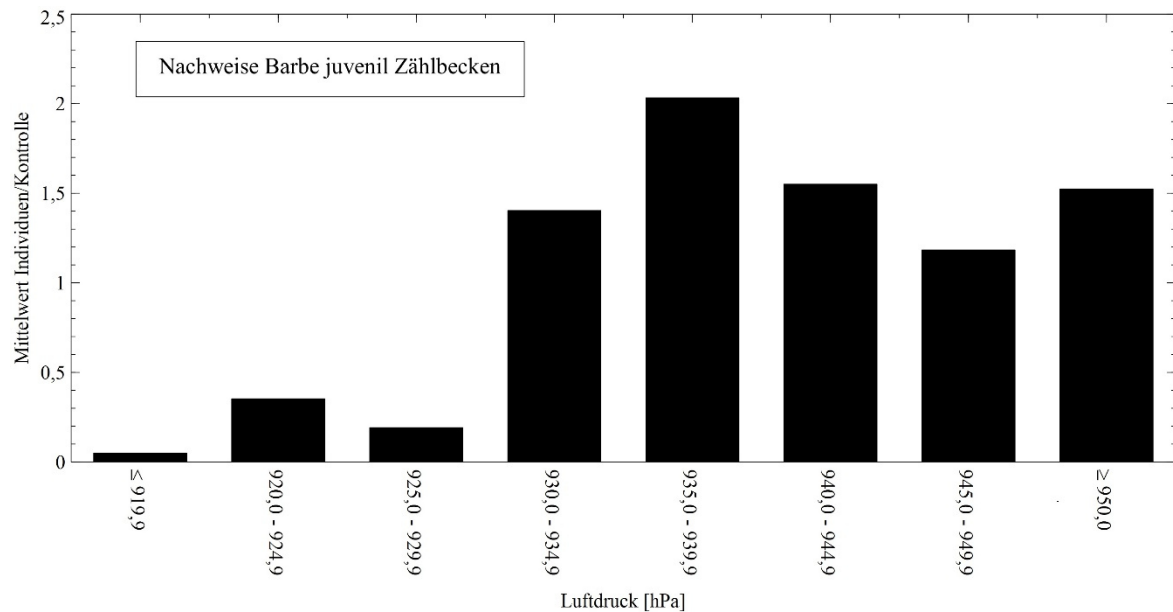


Abbildung 150: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Barben, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.

Hohe mittlere Individuenzahlen juveniler Barben in den Zählbecken wurden in Abhängigkeit vom **Luftdruck** bei mittleren bis hohen Tagesmittelwerten von 930,0 bis über 950,0 hPa dokumentiert, mit einem Maximum bei 935,0 bis 939,9 hPa (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,2 bis 2,0 Individuen/Kontrolle; Abb. 150).

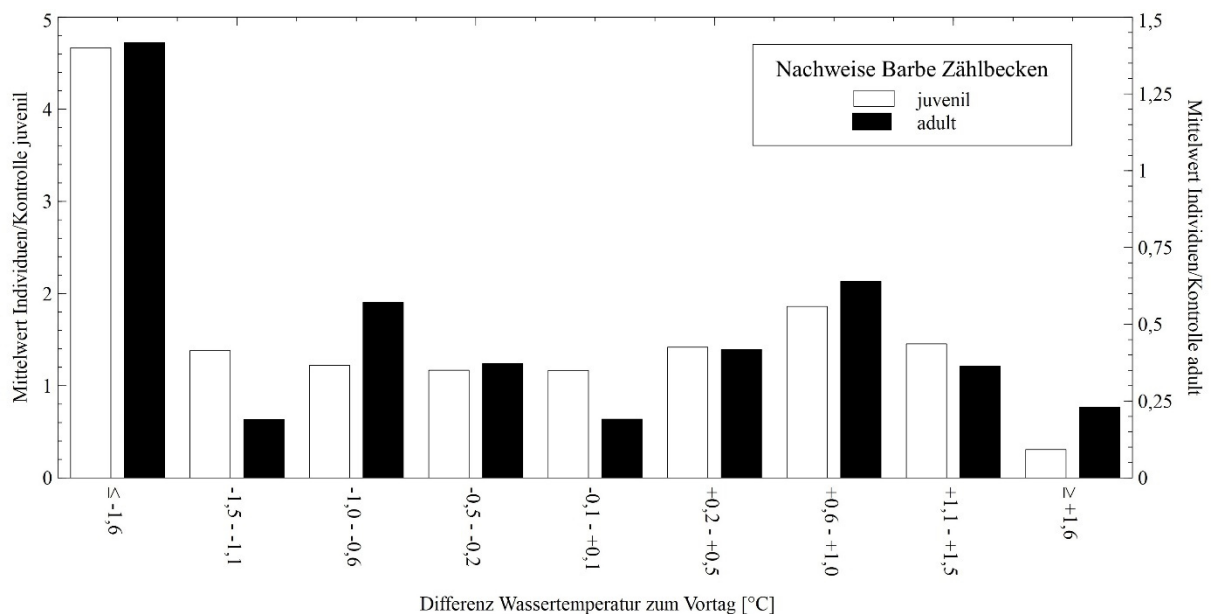


Abbildung 151: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Barben, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.

In Abhängigkeit von der **Änderung der Wassertemperatur** wurde die höchste mittlere Individuenzahl juveniler Barben in den Zählbecken bei Differenzen zum Vortag unter $-1,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 4,7 Individuen/Kontrolle). Bei Differenzen der Wassertemperatur zum Vortag von $-1,5$ bis $+1,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ wurden wenig schwankende mittlere Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,2 bis 1,9 Individuen/Kontrolle). Bei Differenzen über $+1,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ wurde eine niedrigere mittlere Individuenzahl dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,31 Individuen/Kontrolle; Abb. 151).

Generalisiertes Lineares Modell Barbe adult

```
Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2.9227 -0.9398 -0.5016 -0.2369  7.0898

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) -1.54149    0.10717  -14.384 < 2e-16 ***
SAF           0.30330    0.05513   5.502 3.75e-08 ***
SDifSchweb    0.15656    0.02908   5.383 7.32e-08 ***
STaLa        -0.33970    0.11174  -3.040 0.00236 **
SWindG       -0.63443    0.09842  -6.446 1.15e-10 ***
SGloStr       1.17467    0.07052  16.658 < 2e-16 ***
SDifLD        0.15160    0.07382   2.054 0.04001 *
SDifTemp     -0.25633    0.04796  -5.344 9.07e-08 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

Abbildung 152: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Barben. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SDifSchweb = Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag, STaLa = Tageslänge, SWindG = Windgeschwindigkeit, SGloStr = Globalstrahlung, SDifLD = Differenz des Luftdrucks zum Vortag, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken dokumentierten adulten Barben zeigen im GLM der Abfluss, die Änderung des Schwebstoffgehalts, die Windgeschwindigkeit, die Globalstrahlung und die Änderung der Wassertemperatur einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$), die Tageslänge einen hochsignifikanten ($p < 0,01$) und die Änderung des Luftdrucks einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 152).

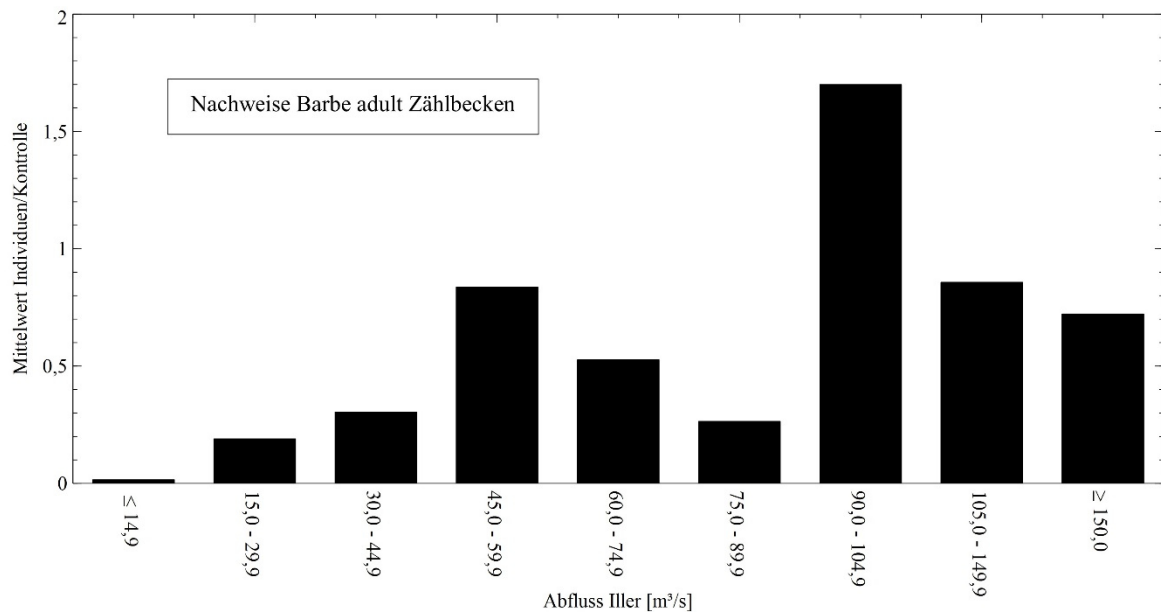


Abbildung 153: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Barben, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

Die mittleren Individuenzahlen von adulten Barben in den Zählbecken in Abhängigkeit vom **Abfluss** zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei Abflüssen über MQ von 90,0 bis 104,9 m³/s dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,7 Individuen/Kontrolle). Bei niedrigen Abflüssen unter 44,9 m³/s gingen die mittleren Individuenzahlen deutlich zurück (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,016 bis 0,3 Individuen/Kontrolle; Abb. 153).

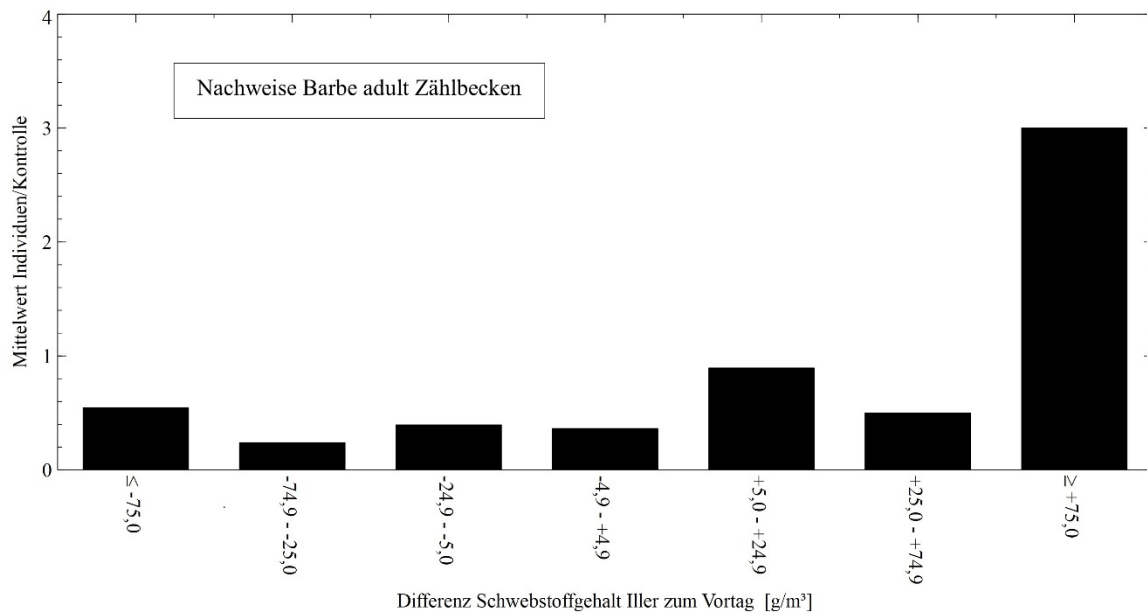


Abbildung 154: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Barben, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.

Während bei sinkenden und leicht bis moderat **zunehmenden Schwebstoffgehalten** der Iller mit Differenzen zum Vortag unter -75,0 bis +74,9 g/m³ relativ konstante mittlere Individuenzahlen adulter Barben in den Zählbecken dokumentiert wurden (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,36 bis 0,89 Individuen/Kontrolle), wurde bei einem stark zunehmenden Schwebstoffgehalt mit Differenzen über +75,0 g/m³ zum Vortag eine deutlich höhere mittlere Individuenzahl aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,0 Individuen/Kontrolle; Abb. 154).

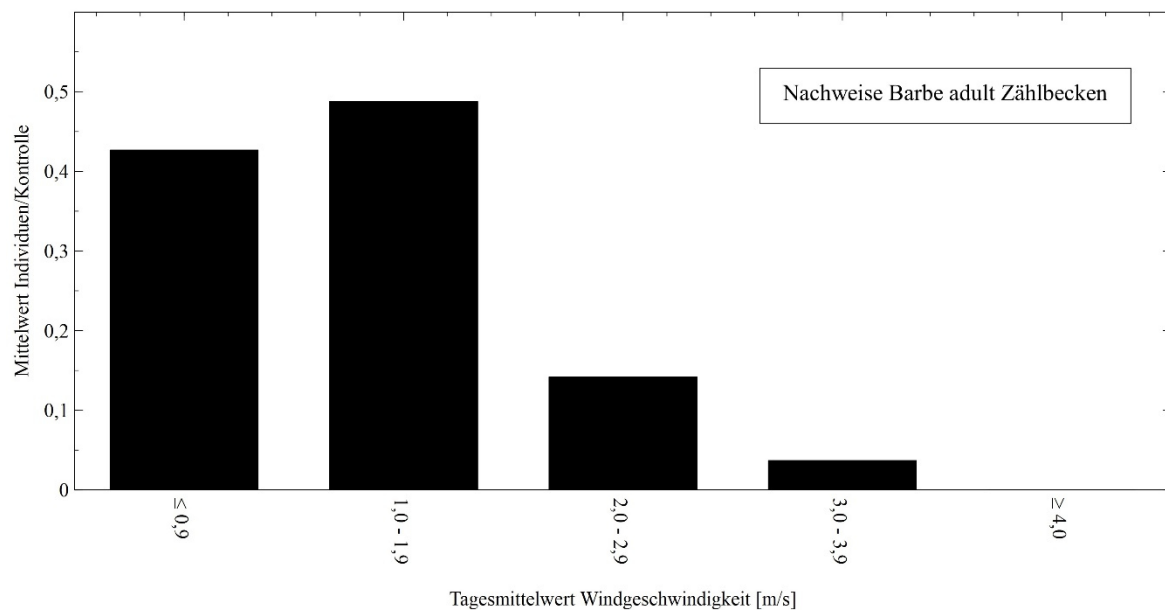


Abbildung 155: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Barben, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit.

Adulte Barben wurden bei niedrigen **Windgeschwindigkeiten** mit Tagesmittelwerten unter 0,9 m/s und 1,0 bis 1,9 m/s in vergleichsweise hohen mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,43 bzw. 0,49 Individuen/Kontrolle). Mit höher werdenden Tagesmittelwerten der Windgeschwindigkeit nahmen die mittleren Individuenzahlen der adulten Barbe in den Zählbecken beständig ab (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,15 bzw. 0,04 Individuen/Kontrolle), bei Tagesmittelwerten über 4,0 m/s wurden keine adulten Barben in den Zählbecken dokumentiert (Abb. 155).

In Abhängigkeit von der **Globalstrahlung** wurde die höchste mittlere Individuenzahl adulter Barben bei Tagessummen von 7.000 bis 7.999 Wh/m² in den Zählbecken **aufgezeigt** (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,3 Individuen/Kontrolle). Bei Tagessummen unter 999 Wh/m² wurden keine adulten Barben in den Zählbecken nachgewiesen (Abb. 149).

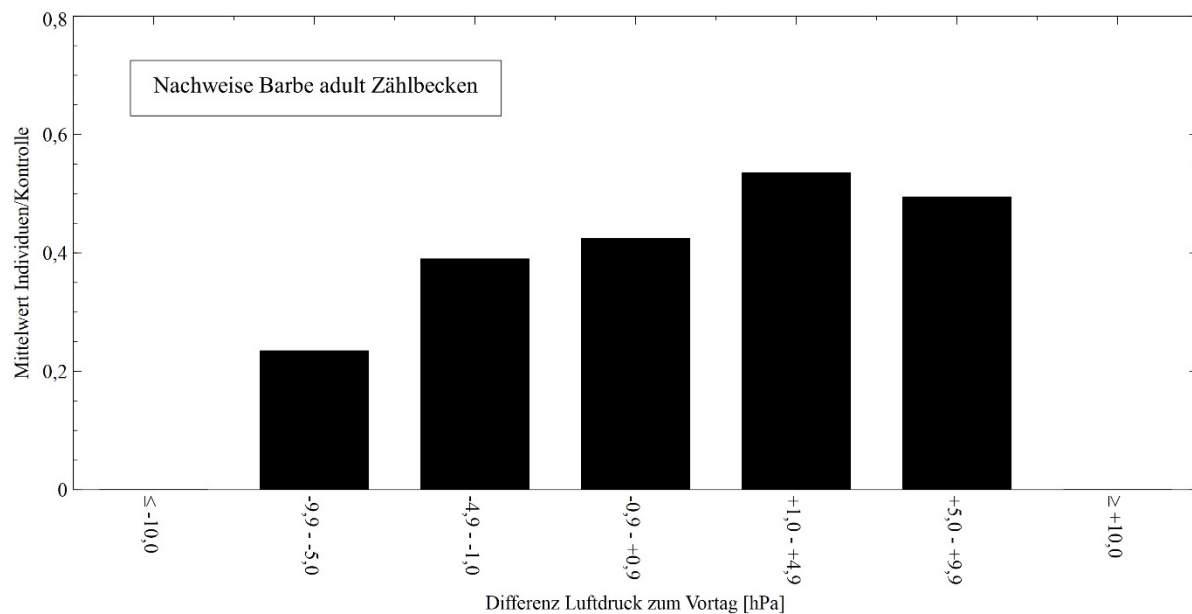


Abbildung 156: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Barben, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.

Bei stark fallendem und **steigendem Luftdruck** mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag unter -10,0 hPa und über +10,0 hPa wurden keine adulten Barben in den Zählbecken dokumentiert. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei leicht bis moderat steigendem Luftdruck mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag von +1,0 bis +4,9 hPa und +5,0 bis +9,9 hPa nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,53 bzw. 0,49 Individuen/Kontrolle; Abb. 156).

Ähnlich wie bei juvenilen Barben wurde in Abhängigkeit von der **Änderung der Wassertemperatur** die höchste mittlere Individuenzahl adulter Barben in den Zählbecken bei Differenzen zum Vortag unter -1,6 °C aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,4 Individuen/Kontrolle). Bei Differenzen der Wassertemperatur zum Vortag über -1,5 °C wurden unregelmäßig schwankende, niedrige mittlere Individuenzahlen dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,19 bis 0,57 Individuen/Kontrolle; Abb. 151).

5.3.8 Bitterling

Längenverteilung

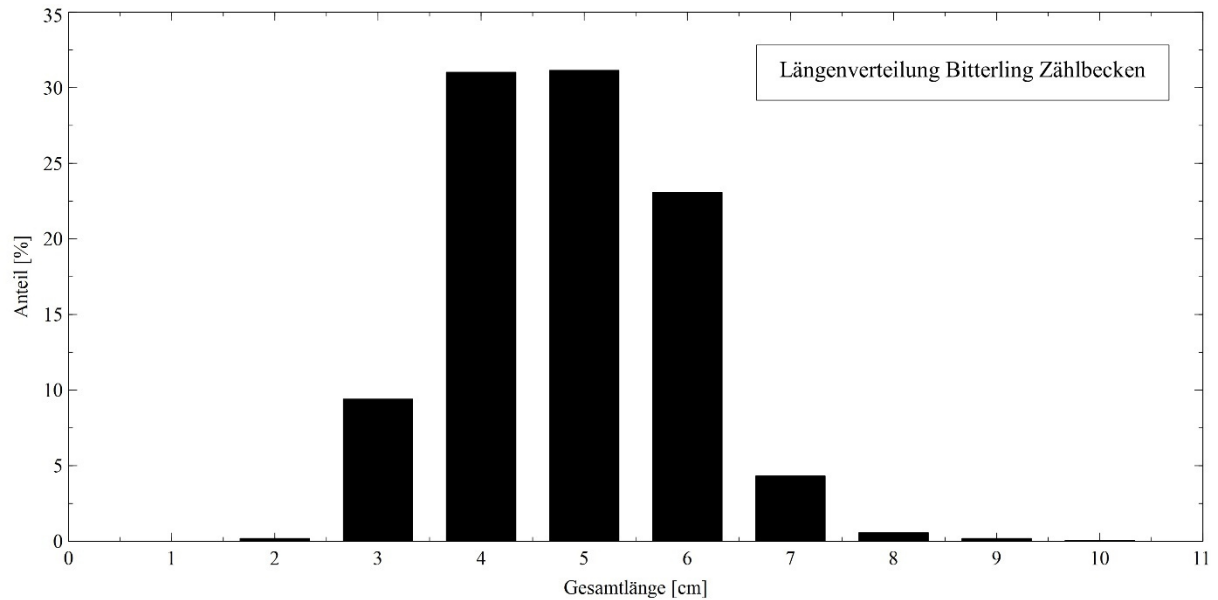


Abbildung 157: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge. $n = 1.574$ Individuen.

Es wurden Bitterlinge mit 2 bis 10 cm Gesamtlänge in den Zählbecken nachgewiesen, wobei Individuen mit 4 bis 6 cm Gesamtlänge die höchsten Anteile hatten (31,0 %; 31,1 %; bzw. 23,1 %; Abb. 157).

Wassertemperatur

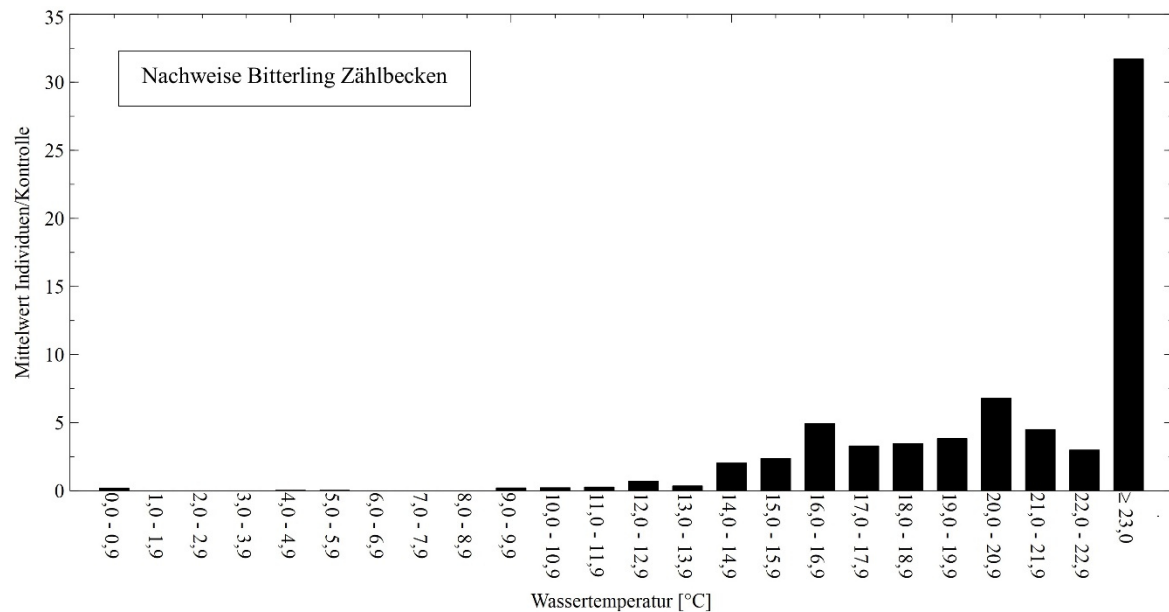


Abbildung 158: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Bitterlinge wurden bei Wassertemperaturen von 0,0 bis 8,9 °C nur vereinzelt in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,0 bis 0,04 Individuen/Kontrolle). Ab einer Wassertemperatur von 9,0 bis 9,9 °C (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,21 Individuen/Kontrolle), nahmen die mittleren Individuenzahlen mit steigender Wassertemperatur tendenziell zu. Die höchste mittlere Individuenzahl von Bitterlingen wurde bei Wassertemperaturen über 23,0 °C aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 31,7 Individuen/Kontrolle; Abb. 158).

Tageslänge

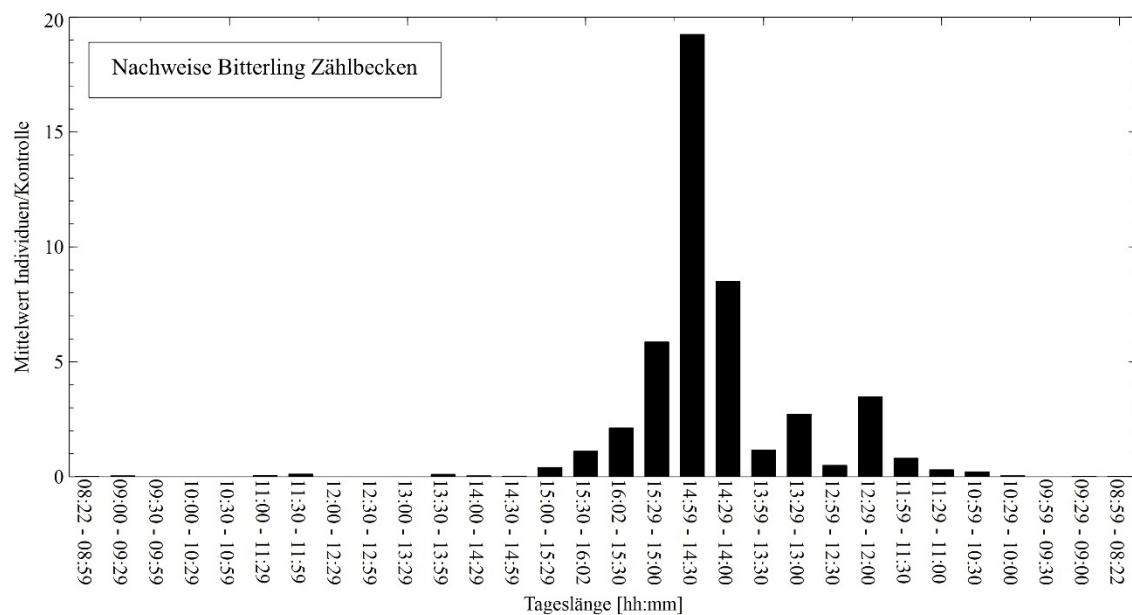


Abbildung 159: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Bei zunehmenden Tageslängen zwischen 08:22 und 14:59 Stunden und abnehmenden zwischen 10:29 und 08:22 Stunden wurden geringe mittlere Individuenzahlen des Bitterlings in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,0 bis 0,12 Individuen/Kontrolle). Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei abnehmenden Tageslängen zwischen 15:29 und 14:00 Stunden aufgezeigt, mit einem deutlichen Maximum bei abnehmenden Tageslängen zwischen 14:59 und 14:30 Stunden (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,9 bis 19,3 Individuen/Kontrolle; Abb. 159).

Generalisiertes Lineares Modell

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-7.8286	-0.8941	-0.2996	-0.0511	16.3622	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-2.55797	0.12793	-19.995	< 2e-16	***
SAF	0.25904	0.06406	4.043	5.27e-05	***
SDifAF	-0.53219	0.06092	-8.735	< 2e-16	***
STaLa	1.15903	0.15223	7.614	2.66e-14	***
SWindG	0.26674	0.05664	4.709	2.49e-06	***
SGloStr	-0.17849	0.06741	-2.648	0.008099	**
SLD	0.29162	0.08341	3.496	0.000472	***
SDifLD	-0.31962	0.06246	-5.117	3.10e-07	***
STemp	2.57443	0.06434	40.011	< 2e-16	***
SDifTemp	-0.61290	0.03569	-17.171	< 2e-16	***
SDiff	-0.13540	0.04252	-3.184	0.001452	**

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 160: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen des Bitterlings. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert.

SAF = Abfluss der Iller, SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, STaLa = Tageslänge, SWindG = Windgeschwindigkeit, SGloStr = Globalstrahlung, SLD = Luftdruck, SDifLD = Differenz des Luftdrucks zum Vortag, STemp = Wassertemperatur, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag, SDiff = Differenz der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Im GLM zeigen der Abfluss, die Änderung des Abflusses, die Tageslänge, die Windgeschwindigkeit, der Luftdruck, die Änderung des Luftdrucks, die Wassertemperatur und die Änderung der Wassertemperatur einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen Bitterlinge, die Globalstrahlung und Schwankungen des Erdmagnetfelds einen hochsignifikanten ($p < 0,01$; Abb. 160).

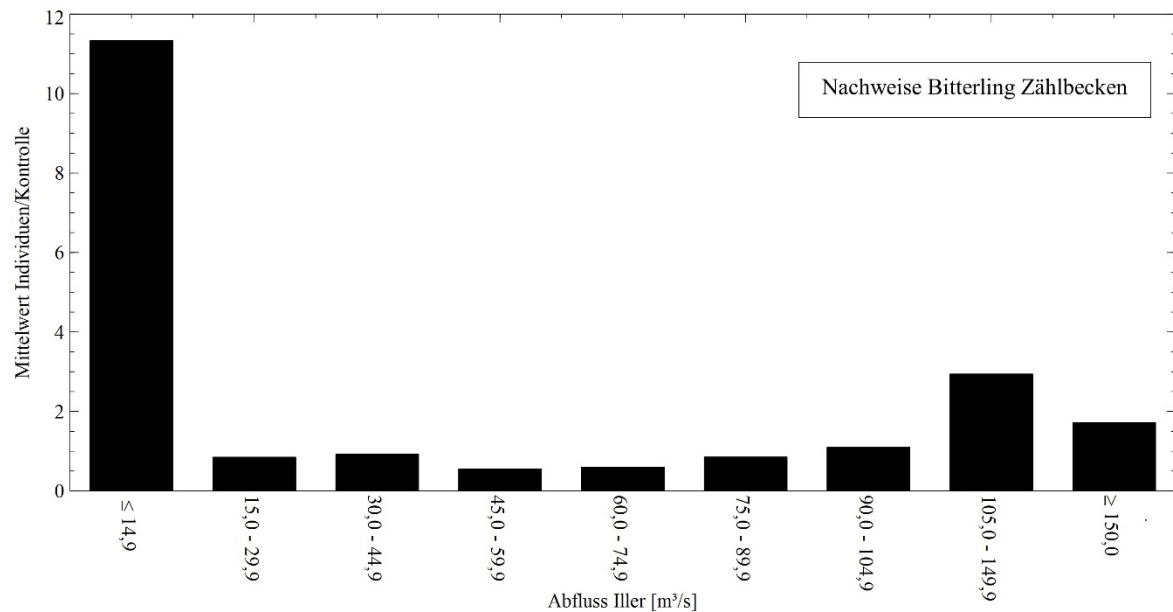


Abbildung 161: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Abflusses der Iller.

Die höchste mittlere Individuenzahl des Bitterlings in den Zählbecken wurde in Abhängigkeit vom **Abfluss** bei niedrigen Abflüssen unter 14,9 m³/s in den Zählbecken dokumentiert. Eine weitere Spitze mit allerdings deutlich niedrigerer mittlerer Individuenzahl wurde bei hohen Abflüssen zwischen 105,0 und 149,9 m³/s aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 11,3 bzw. 2,9 Individuen/Kontrolle; Abb. 161).

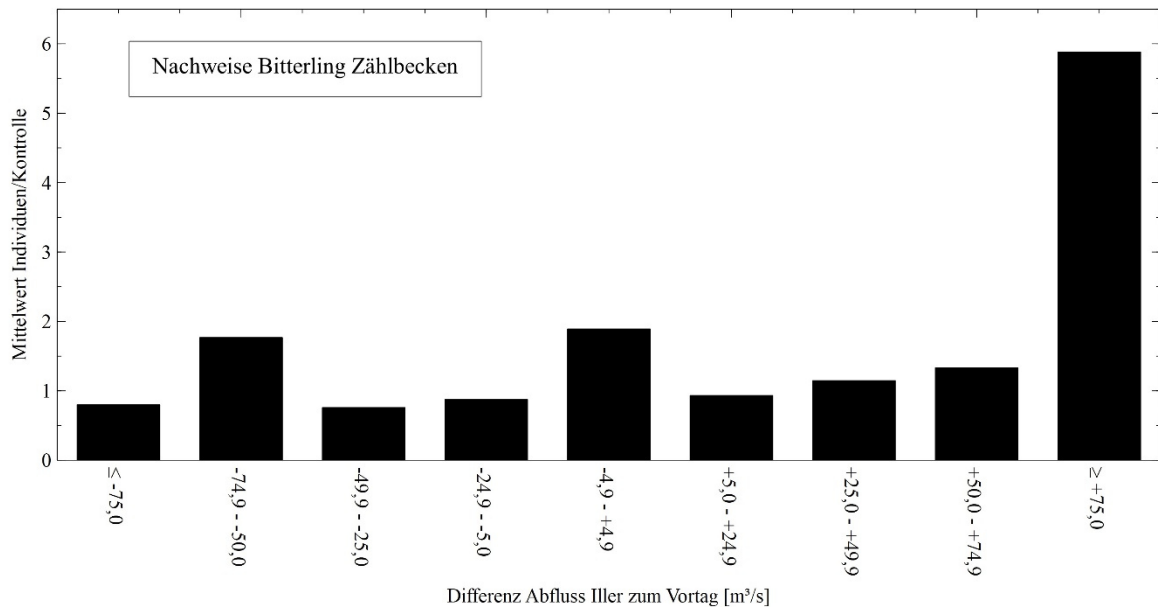


Abbildung 162: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.

In Abhängigkeit von der **Änderung des Abflusses** der Iller wurde die höchste mittlere Individuenzahl von Bitterlingen in den Zählbecken bei einer Differenz des Abflusses zum Vortag über +75,0 m³/s dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,9 Individuen/Kontrolle). Bei weniger stark steigenden sowie fallenden Abflüssen der Iller wurden deutlich niedrigere mittlere Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,76 bis 1,8 Individuen/Kontrolle; Abb. 162).

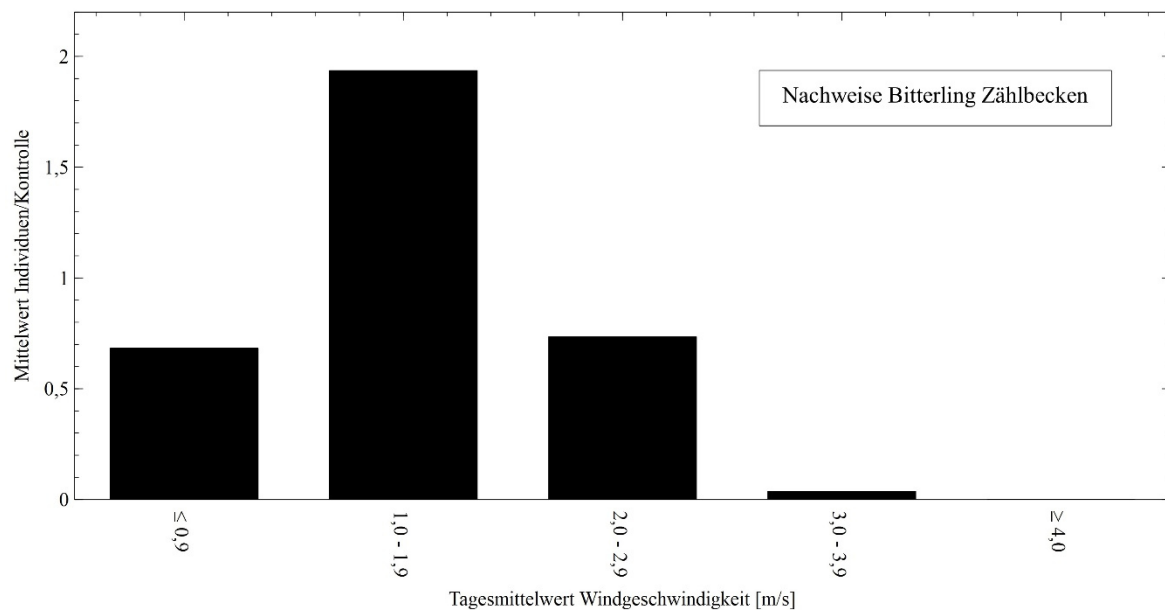


Abbildung 163: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit.

Die höchste mittlere Individuenzahl von Bitterlingen in Abhängigkeit von der **Windgeschwindigkeit** wurde bei Tagesmittelwerten von 1,0 bis 1,9 m/s dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,9 Individuen/Kontrolle). Mit höher werdenden Tagesmittelwerten nahmen die mittleren Individuenzahlen beständig ab (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,0 bis 0,73 Individuen/Kontrolle; Abb. 163).

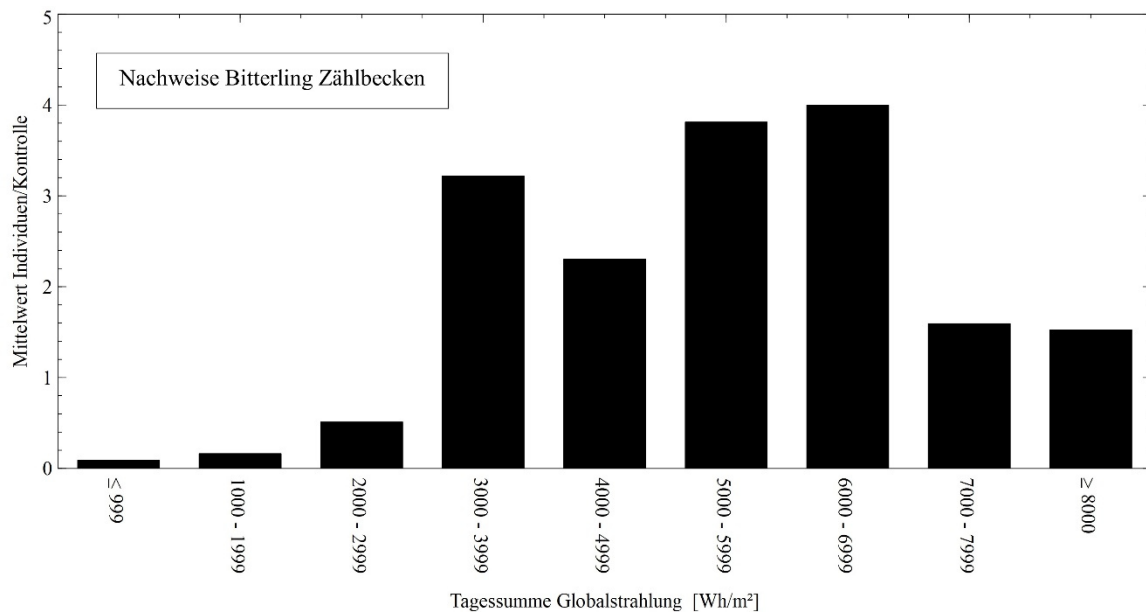


Abbildung 164: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Bei niedrigen Tagessummen der **Globalstrahlung** unter 2.999 Wh/m² wurden niedrige mittlere Individuenzahlen des Bitterlings in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,09 bis 0,51 Individuen/Kontrolle). Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei moderaten bis hohen Tagessummen von 3.000 bis 3.999 Wh/m², 5.000 bis 5.999 Wh/m² sowie 6.000 bis 6.999 Wh/m² dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,2; 3,8 bzw. 4,0 Individuen/Kontrolle). Bei noch höheren Tagessummen der Globalstrahlung von 7.000 bis 7.999 Wh/m² sowie über 8.000 Wh/m² wurden wieder niedrigere mittlere Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,6 bzw. 1,5 Individuen/Kontrolle; Abb. 164).

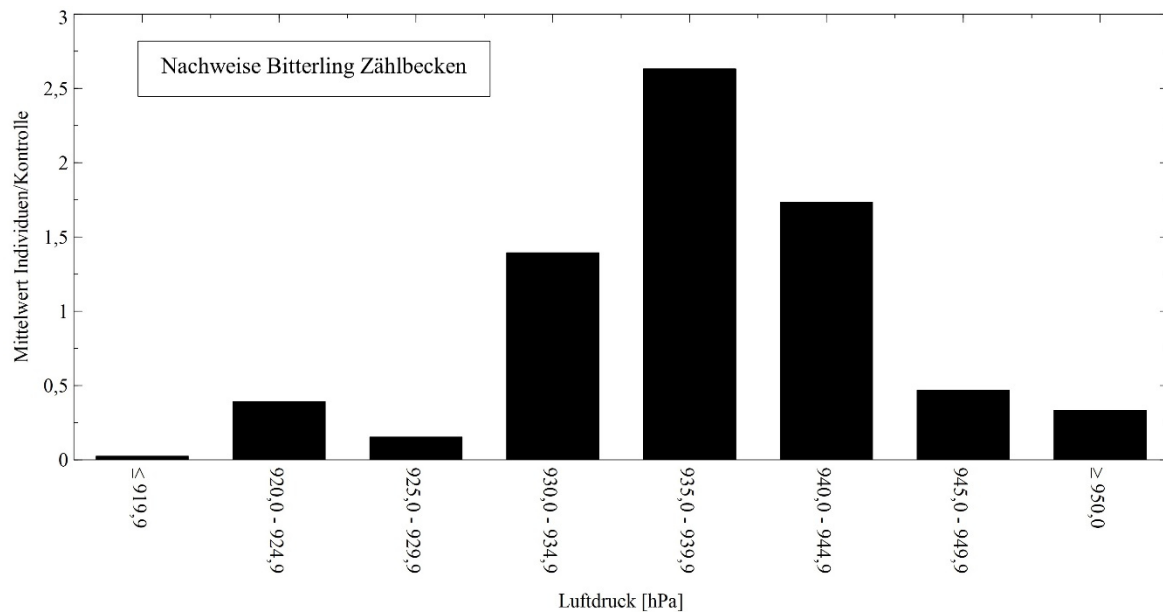


Abbildung 165: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.

In Abhängigkeit vom **Luftdruck** wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen des Bitterlings in den Zählbecken bei Tagesmittelwerten von 930,0 bis 944,9 hPa dokumentiert, mit einem Maximum bei 935,0 bis 939,9 hPa (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,4 bis 2,6 Individuen/Kontrolle). Bei höheren und niedrigeren Tagesmittelwerten wurden niedrigere mittlere Individuenzahlen aufgezeigt, die niedrigsten bei Tagesmittelwerten unter 919,9 hPa (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,025 bis 0,39 Individuen/Kontrolle; Abb. 165).

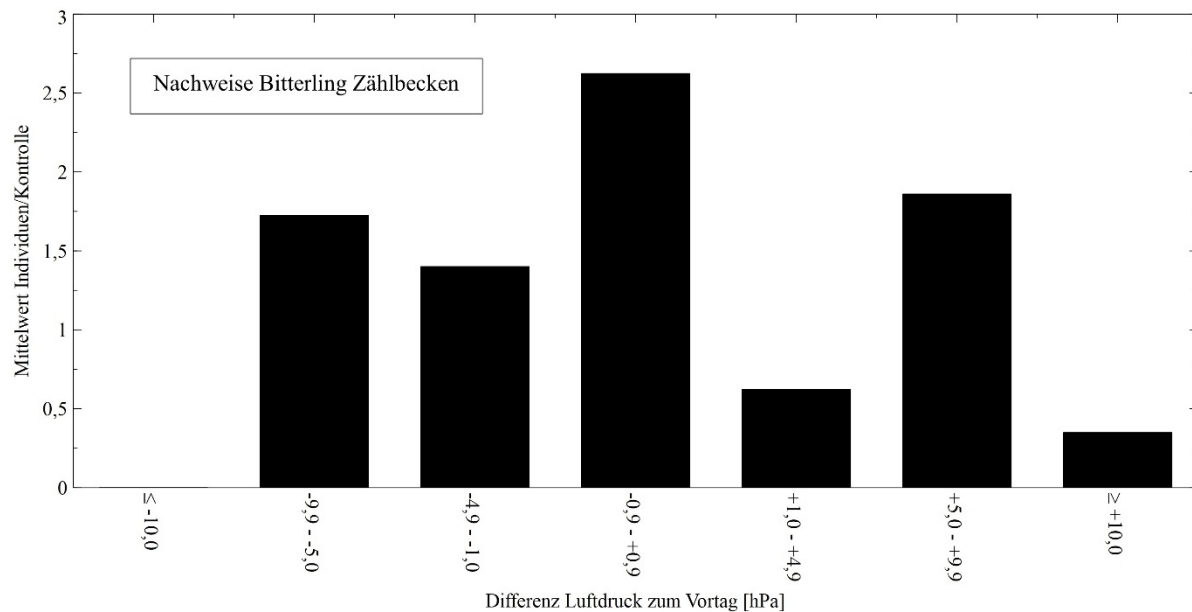


Abbildung 166: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittels des Luftdrucks zum Vortag.

Bei stark **abnehmendem Luftdruck** mit Differenzen zum Vortag unter -10,0 hPa wurden keine Bitterlinge in den Zählbecken nachgewiesen, ebenso wurde bei stark zunehmendem Luftdruck mit Differenzen über +10,0 hPa zum Vortag nur eine niedrige mittlere Individuenzahl dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,35 Individuen/Kontrolle). Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei konstantem Luftdruck mit Differenzen zum Vortag von -0,9 bis +0,9 hPa aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,6 Individuen/Kontrolle; Abb. 166).

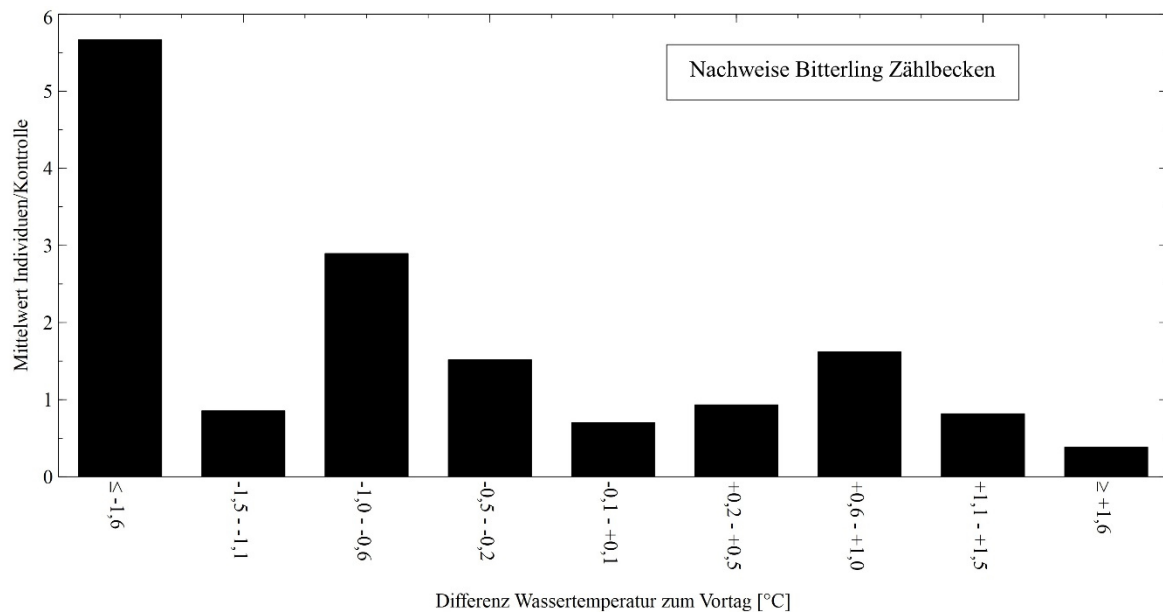


Abbildung 167: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Differenz der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.

Bei **sinkender Wassertemperatur** mit Differenzen zum Vortag unter -1,6 °C und von -1,0 bis -0,6 °C wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen des Bitterlings in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,7 bzw. 2,9 Individuen/Kontrolle). Bei weniger stark sinkenden und zunehmenden Wassertemperaturen wurden niedrigere mittlere Individuenzahlen aufgezeigt, die niedrigsten bei Differenzen zum Vortag über +1,6 °C (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,38 bis 1,6 Individuen/Kontrolle; Abb. 167).

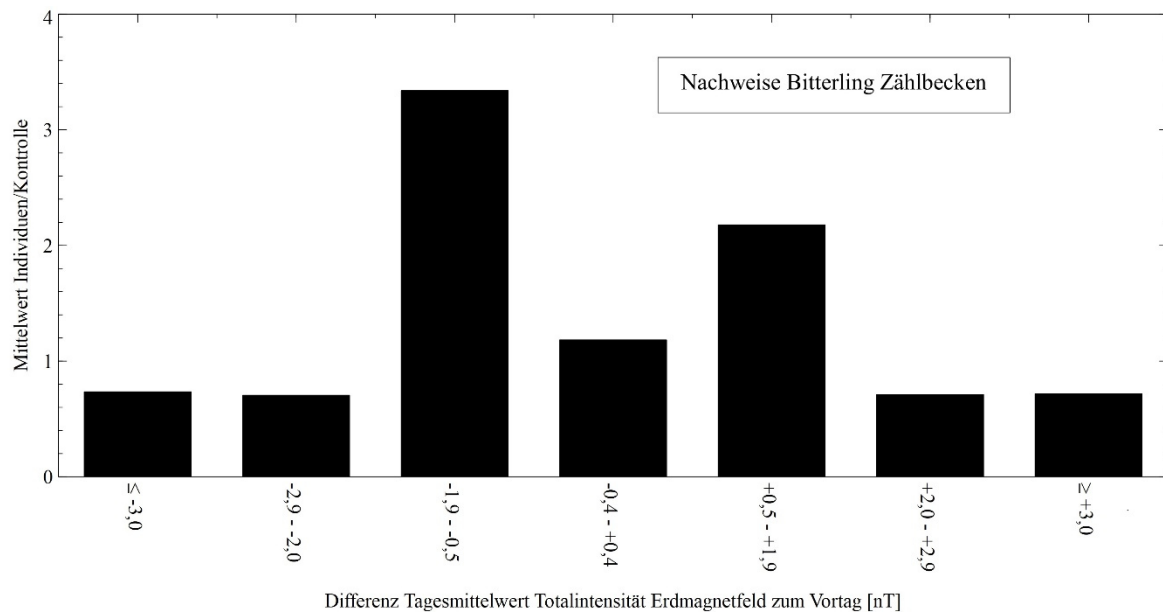


Abbildung 168: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Bitterlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.

Bei leicht sinkenden und steigenden Tagesmittelwerten der Totalintensität des **Erdmagnetfelds** mit Differenzen zum Vortag von -1,9 bis -0,5 nT und +0,5 bis +1,9 nT wurden höhere mittlere Individuenzahlen dokumentiert als bei konstanter sowie stärker sinkender oder steigender Totalintensität des Erdmagnetfelds (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,3 und 2,2 bzw. 0,70 bis 1,2 Individuen/Kontrolle; Abb. 168).

5.3.9 Döbel

Längenverteilung

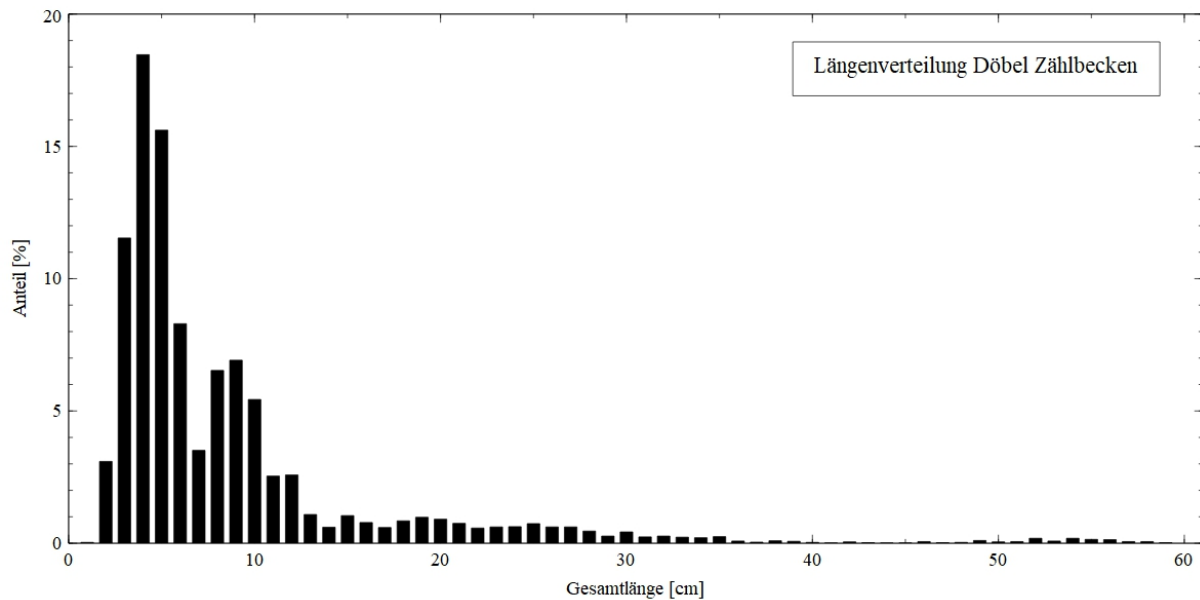


Abbildung 169: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel. $n = 9.572$ Individuen.

Die höchsten Anteile an den in den Zählbecken nachgewiesenen Döbeln hatten juvenile Individuen mit Gesamtlängen zwischen 2 und 12 cm (2,6 bis 18,5 %). Es wurden jedoch auch Döbel aller anderen Größenklassen bis zu einer Gesamtlänge von 68 cm in den Zählbecken dokumentiert. Döbel mit einer Gesamtlänge über 21 cm wurden in Zählbecken nur mit Anteilen von jeweils unter 1,0 % nachgewiesen (Abb. 169). Von den 9.572 in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen wurden 8.740 Individuen der Altersklasse juvenil zugeordnet und 832 Individuen der Altersklasse adult.

Wassertemperatur

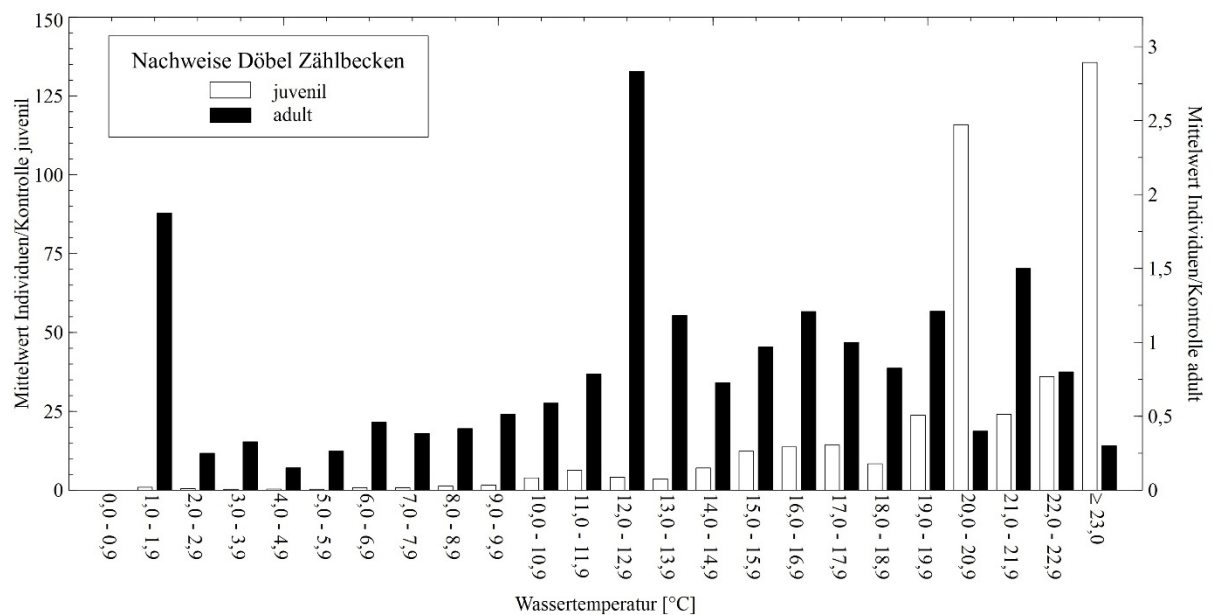


Abbildung 170: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Juvenile und adulte Döbel wurden bei allen Wassertemperaturklassen zwischen 1,0 und über 23,0 °C in den Zählbecken nachgewiesen. Die höchsten mittleren Individuenzahlen adulter Döbel wurden bei Wassertemperaturen von 12,0 bis 12,9 °C und 1,0 bis 1,9 °C in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,8 bzw. 1,9 Individuen/Kontrolle). Bei Wassertemperaturen über 21,0 °C nahmen die mittleren Individuenzahlen adulter Döbel mit weiter steigender Wassertemperatur ab. Bei juvenilen Döbeln wurde eine tendenzielle Zunahme der mittleren Individuenzahlen mit steigender Wassertemperatur aufgezeigt. Bei Wassertemperaturen von 20,0 bis 20,9 °C sowie über 23,0 °C wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen juveniler Döbel dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 115,9 bzw. 135,6 Individuen/Kontrolle; Abb. 170).

Tageslänge

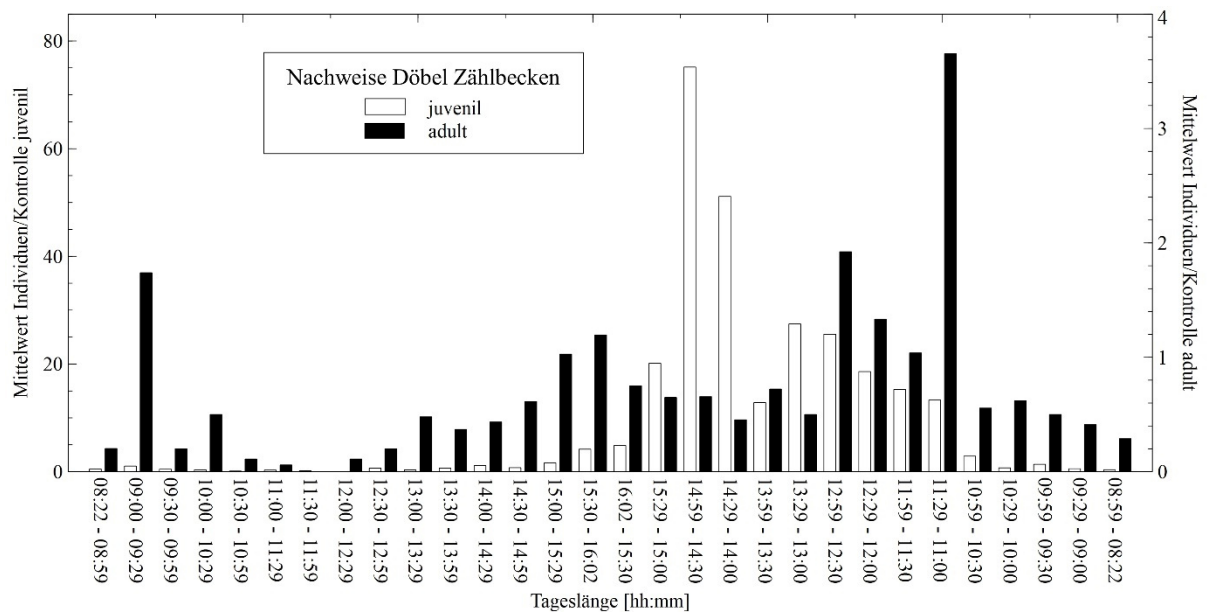


Abbildung 171: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Adulte Döbel wurden bei allen Tageslängen außer zunehmenden zwischen 11:30 und 11:59 Stunden in den Zählbecken dokumentiert. Die höchsten mittleren Individuenzahlen von adulten Döbeln wurden bei zunehmenden Tageslängen von 09:00 bis 09:29 Stunden und abnehmenden von 12:59 bis 12:30 Stunden und 11:29 bis 11:00 Stunden aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,7; 1,9; bzw. 3,6 Individuen/Kontrolle). Juvenile Döbel wurden bei abnehmenden Tageslängen zwischen 15:29 und 11:00 Stunden in den höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 12,9 bis 75,2 Individuen/Kontrolle). Die maximalen mittleren Individuenzahlen juveniler Döbel wurden bei abnehmenden Tageslängen von 14:59 bis 14:30 Stunden und 14:29 bis 14:00 Stunden dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 75,2 bzw. 51,1 Individuen/Kontrolle; Abb. 171).

Generalisiertes Lineares Modell Döbel juvenil

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-16.7943	-1.6379	-0.4183	0.5358	25.9805	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-0.80475	0.06177	-13.029	< 2e-16	***
SDifAF	-0.26973	0.02688	-10.033	< 2e-16	***
SSchweb	0.12953	0.02067	6.267	3.68e-10	***
SDifSchweb	-0.17510	0.01576	-11.110	< 2e-16	***
STaLa	1.44701	0.06422	22.533	< 2e-16	***
SMond	-0.22324	0.01324	-16.865	< 2e-16	***
SWindG	0.19097	0.02292	8.333	< 2e-16	***
SGloStr	-0.61625	0.03163	-19.484	< 2e-16	***
SLD	0.76599	0.03797	20.172	< 2e-16	***
SDifLD	-0.20437	0.02585	-7.905	2.68e-15	***
STemp	2.51625	0.02837	88.699	< 2e-16	***
SDifTemp	-0.38044	0.01680	-22.645	< 2e-16	***
SMI	-0.20472	0.01744	-11.740	< 2e-16	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 172: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Döbel. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, SDifSchweb = Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag, STaLa = Tageslänge, SMond = Tag des Mondzyklus, SWindG = Windgeschwindigkeit, SGloStr = Globalstrahlung, SLD = Luftdruck, SDifLD = Differenz des Luftdrucks zum Vortag, STemp = Wassertemperatur, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag, SMI = Magnitude Lokalbeben in Bayern. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Die Änderung des Abflusses, der Schwebstoffgehalt, die Änderung des Schwebstoffgehalts, die Tageslänge, der Tag des Mondzyklus, die Windgeschwindigkeit, die Globalstrahlung, der Luftdruck, die Änderung des Luftdrucks, die Wassertemperatur, die Änderung der Wassertemperatur und Erderschütterungen zeigen im GLM einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken dokumentierten juvenilen Döbel (Abb. 172).

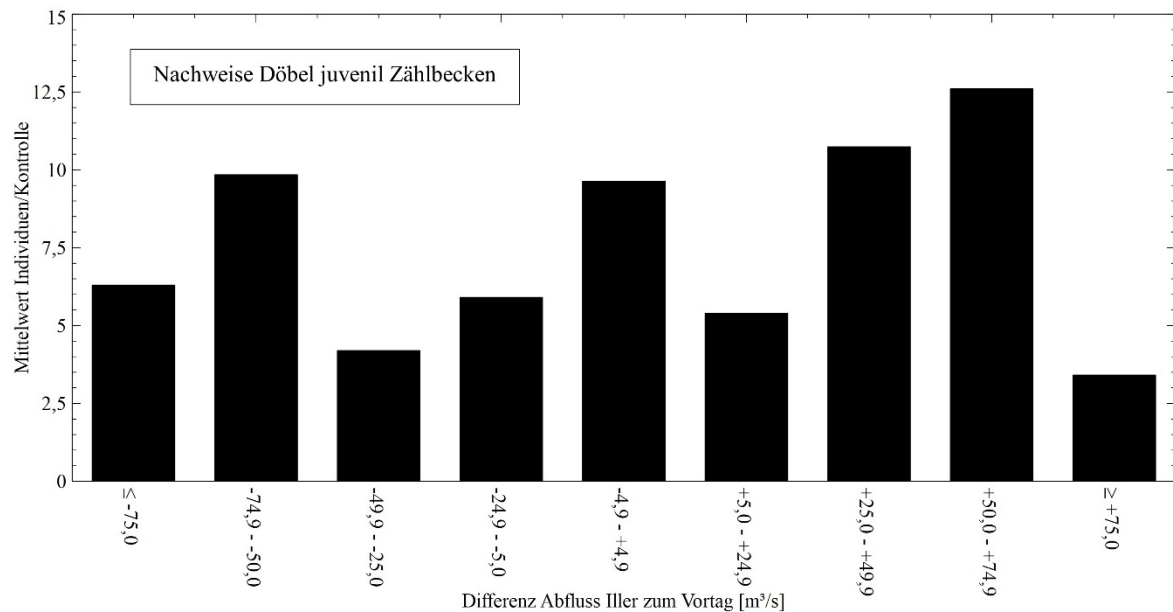


Abbildung 173: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen juveniler Döbel in Abhängigkeit von der **Änderung des Abflusses** der Iller zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei zunehmenden Abflüssen mit Differenzen des Abflusses zum Vortag von +50,0 bis +74,9 m³/s, +25,0 bis +49,9 m³/s, abnehmenden von -74,9 bis -50,0 m³/s sowie bei konstanten Abflüssen mit Differenzen zum Vortag von -4,9 bis +4,9 m³/s dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 12,6; 10,7; 9,8 bzw. 9,7 Individuen/Kontrolle; Abb. 173).

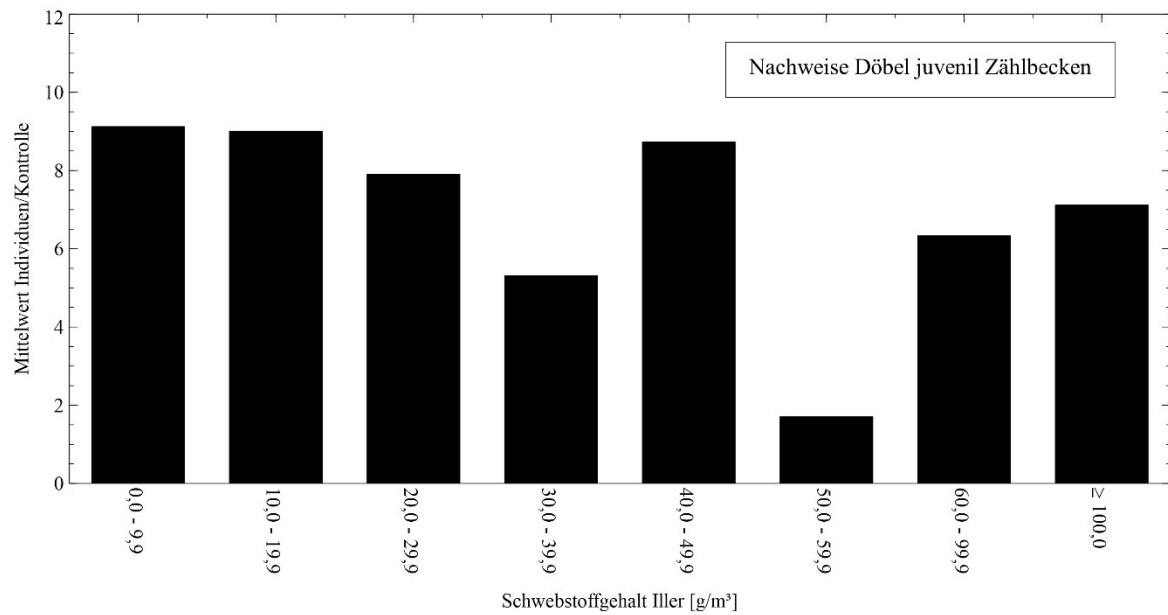


Abbildung 174: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.

Die mittleren Individuenzahlen in Abhängigkeit vom **Schwebstoffgehalt** der Iller zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei Schwebstoffgehalten von 0,0 bis 9,9 g/m³, 10,0 bis 19,9 g/m³ sowie 40,0 bis 49,9 g/m³ aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 9,1; 9,0 bzw. 8,7 Individuen/Kontrolle; Abb. 174).

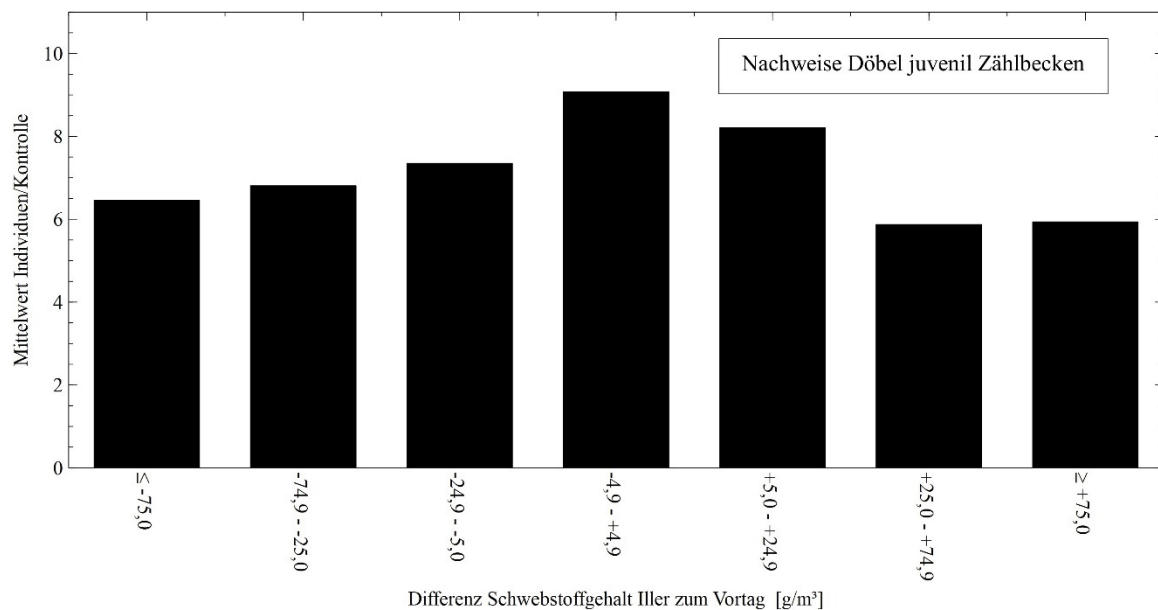


Abbildung 175: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.

Die höchste mittlere Individuenzahl juveniler Döbel in Abhängigkeit von der **Änderung des Schwebstoffgehalts** wurde bei einer Differenz der Schwebstoffkonzentration zum Vortag von -4,9 bis +4,9 g/m³ dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 9,1 Individuen/Kontrolle). Mit stärker zu- oder abnehmenden Differenzen des Schwebstoffgehalts zum Vortag nahmen die mittleren Individuenzahlen nahezu beständig ab (Abb. 175).

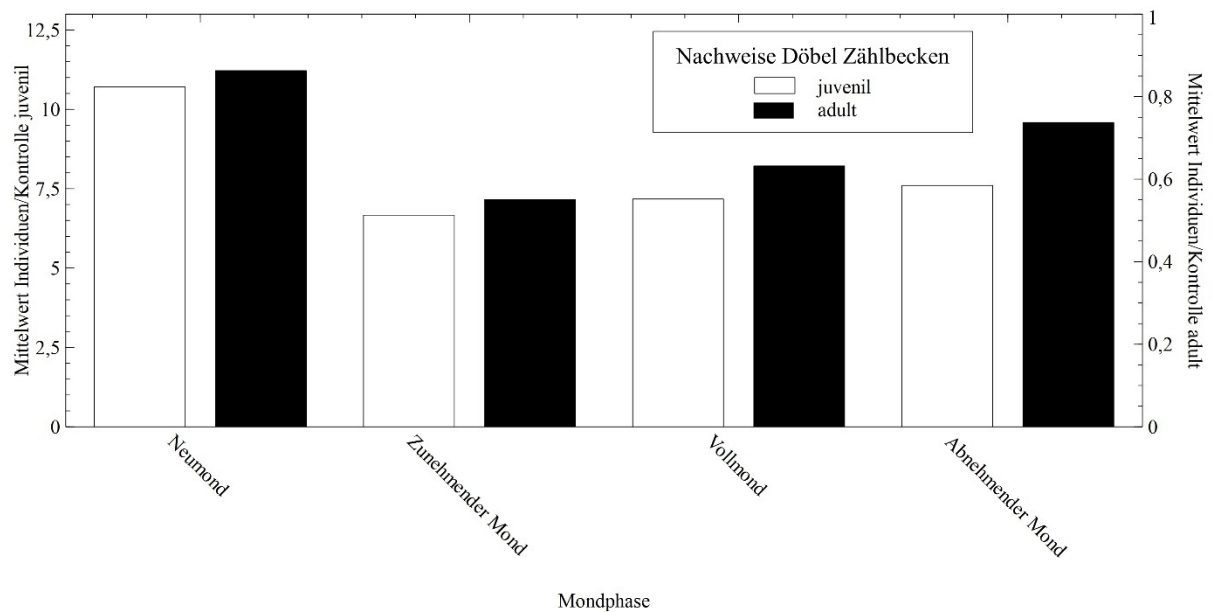


Abbildung 176: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Mondphase.

Während bei zunehmendem **Mond**, Vollmond und abnehmendem Mond ähnliche mittlere Individuenzahlen von juvenilen Döbeln in den Zählbecken dokumentiert wurden, waren diese bei Neumond höher (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 6,7 bis 7,6 bzw. 10,7 Individuen/Kontrolle; Abb. 176).

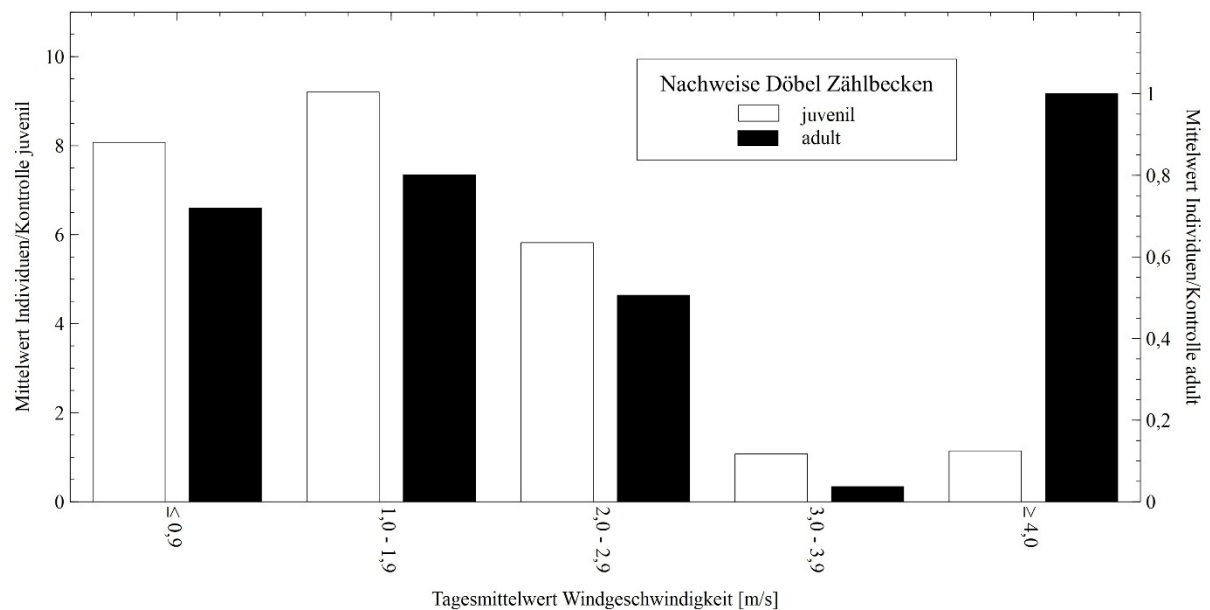


Abbildung 177: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit.

Juvenile Döbel wurden bei niedrigen bis mittleren **Windgeschwindigkeiten** mit Tagesmittelwerten unter 0,9 m/s, 1,0 bis 1,9 m/s und 2,0 bis 2,9 m/s mit den höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 8,1; 9,2 bzw. 5,8 Individuen/Kontrolle). Bei höheren Tagesmittelwerten der Windgeschwindigkeit von 3,0 bis 3,9 m/s und über 4,0 m/s wurden niedrigere mittlere Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: jeweils 1,1 Individuen/Kontrolle; Abb. 177).

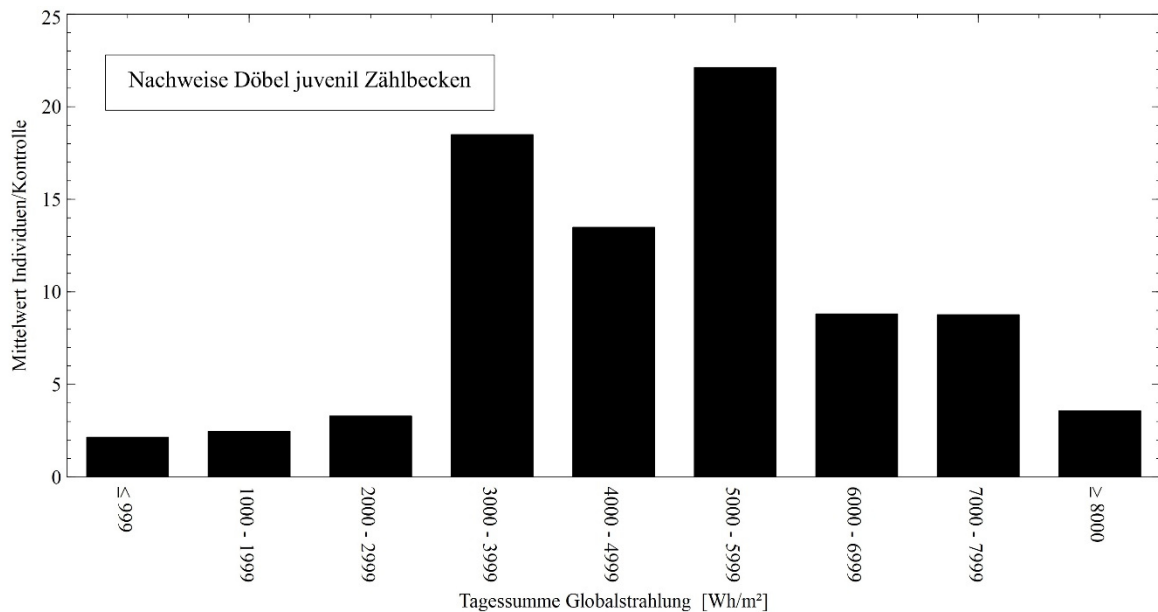


Abbildung 178: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Bei einer Tagessumme der **Globalstrahlung** von unter 999 bis 2.999 Wh/m² wurden konstant niedrige mittlere Individuenzahlen von juvenilen Döbeln in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,2 bis 3,3 Individuen/Kontrolle). Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei Tagessummen von 3.000 bis 3.999 Wh/m², 4.000 bis 4.999 Wh/m² sowie 5.000 bis 5.999 Wh/m² aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 18,5; 13,5 bzw. 22,1 Individuen/Kontrolle). Bei höheren Tagessummen wurden erneut niedrigere mittlere Individuenzahlen dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,6 bis 8,8 Individuen/Kontrolle; Abb. 178).

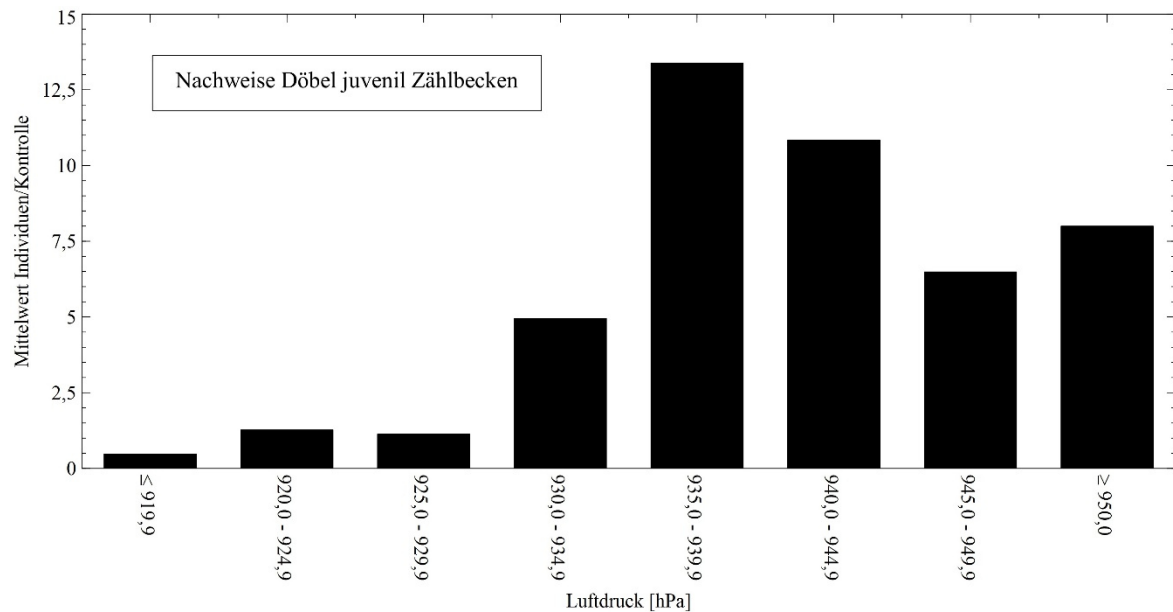


Abbildung 179: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.

Bei niedrigen Tagesmittelwerten des **Luftdrucks** unter 929,9 hPa wurden niedrige mittlere Individuenzahlen von juvenilen Döbeln in den Zählbecken aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,48 bis 1,3 Individuen/Kontrolle). Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei Tagesmittelwerten von 935,0 bis 939,9 hPa dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 13,4 Individuen/Kontrolle; Abb. 179).

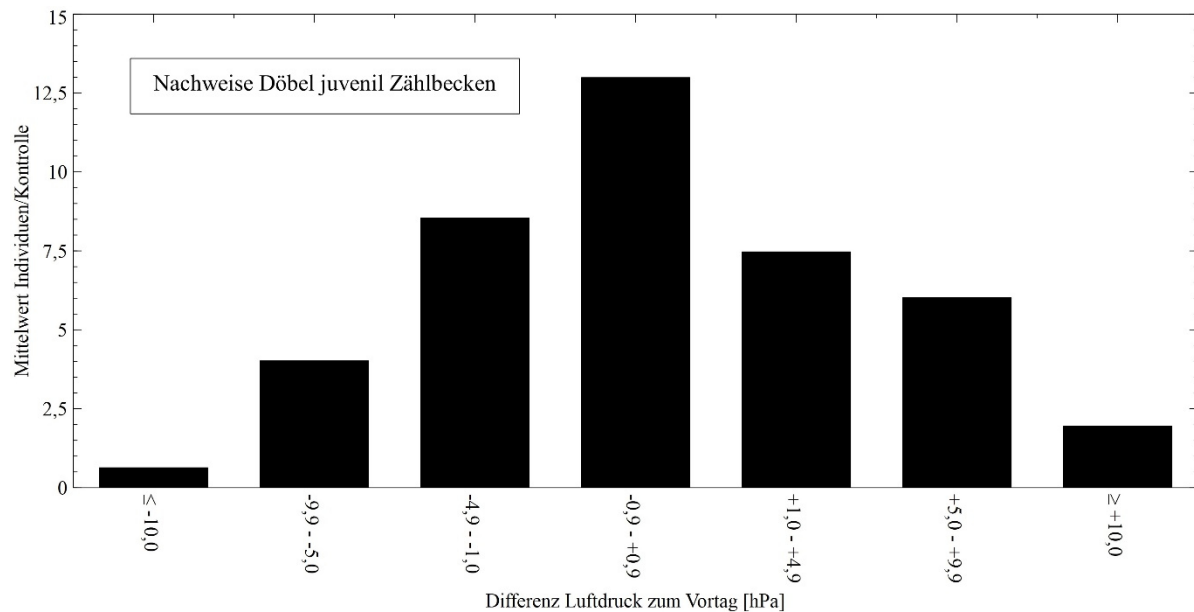


Abbildung 180: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.

Die höchste mittlere Individuenzahl juveniler Döbel in den Zählbecken in Abhängigkeit von der **Änderung des Luftdrucks** wurden bei konstantem Luftdruck mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag von -0,9 bis +0,9 hPa aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 13,0 Individuen/Kontrolle). Mit weiter zu- und abnehmenden Differenzen wurden beständig abnehmende mittlere Individuenzahlen dokumentiert (Abb. 180).

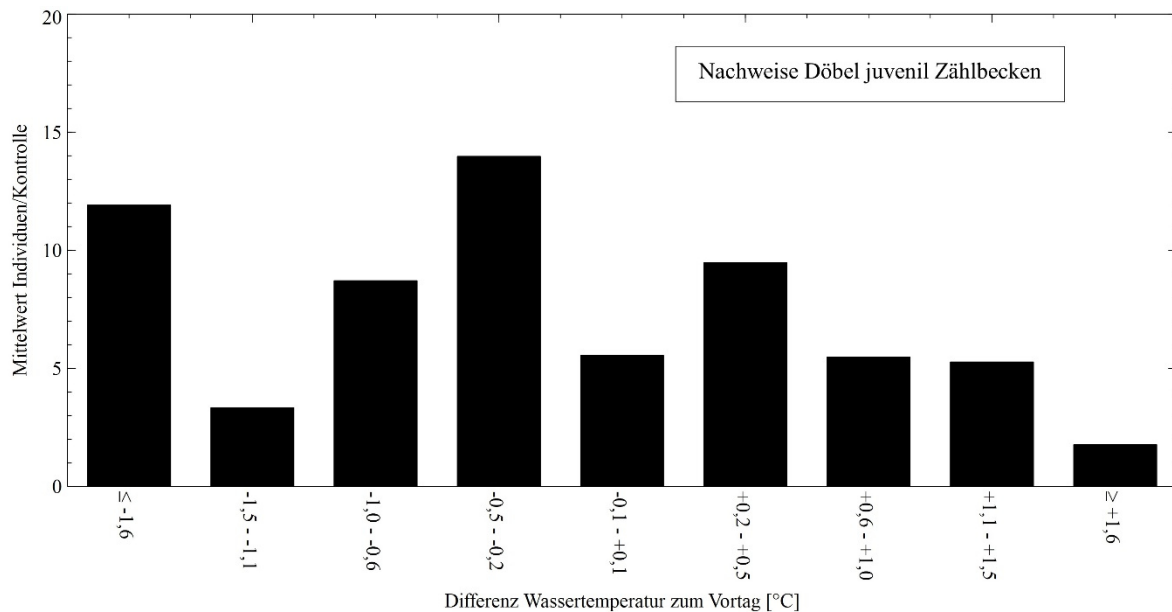


Abbildung 181: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von der Differenz der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen juveniler Döbel in den Zählbecken schwankten in Abhängigkeit von der **Änderung der Wassertemperatur** unregelmäßig. Bei sinkenden Wassertemperaturen mit Differenzen unter -1,6 °C sowie von -0,5 bis -0,2 °C zum Vortag wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 11,2 bzw. 14,0 Individuen/Kontrolle; Abb. 181).

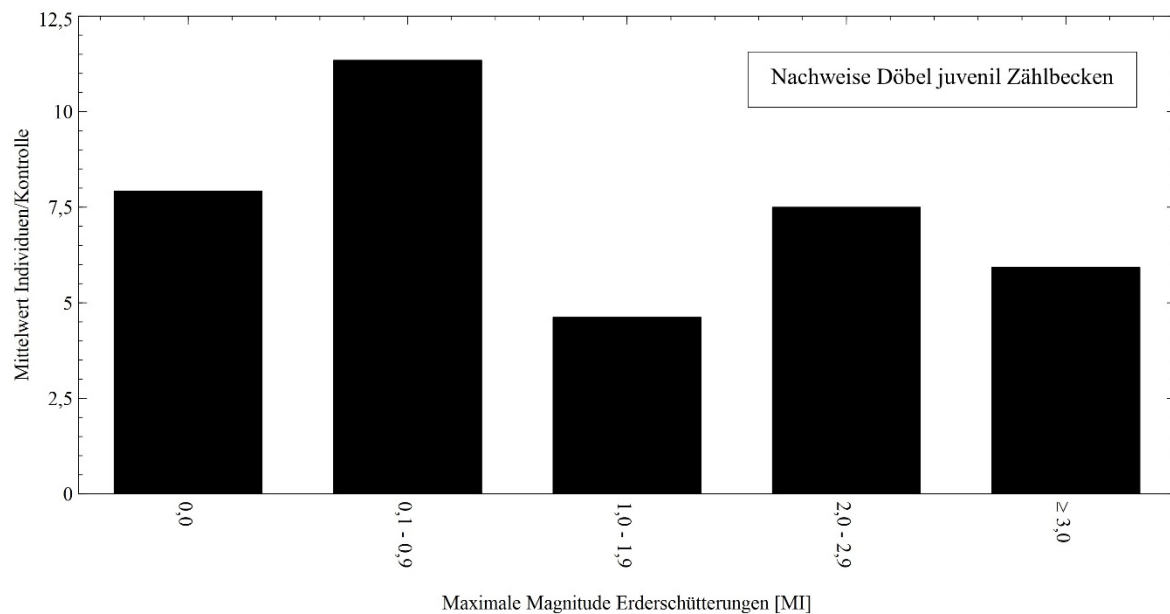


Abbildung 182: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erderschütterungen.

Die mittleren Individuenzahlen von juvenilen Döbeln in den Zählbecken der verschiedenen Klassen der Magnitude von **Erderschütterungen** zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei leichten Erderschütterungen mit Magnituden MI von 0,1 bis 0,9 dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 11,3 Individuen/Kontrolle; Abb. 182).

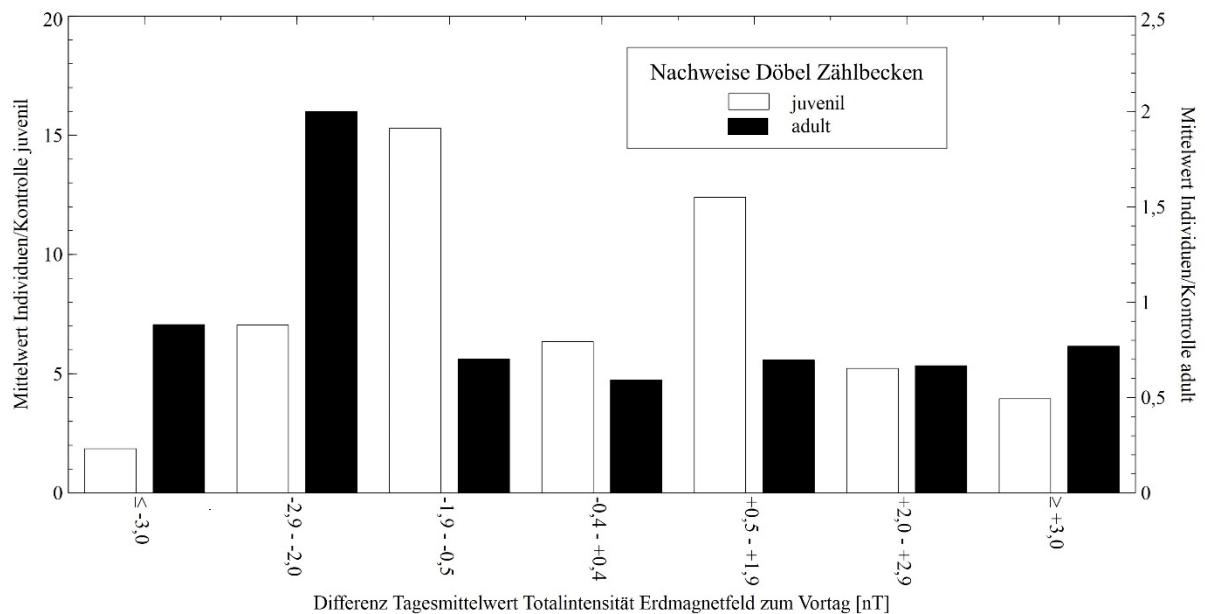


Abbildung 183: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Döbel, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.

Trotz der fehlenden Signifikanz im GLM wurden bei leicht fallenden und steigenden Tagesmittelwerten der Totalintensität des **Erdmagnetfelds** mit Differenzen zum Vortag von -1,9 bis -0,5 nT sowie +0,5 bis +1,9 nT höhere mittlere Individuenzahlen juveniler Döbel in den Zählbecken aufgezeigt als bei stärker fallenden und steigenden sowie konstanten Tagesmittelwerten mit Differenzen zum Vortag unter -2,0 nT, von -0,4 bis +0,4 nT und über +2,0 nT (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 15,3 und 12,4 bzw. 1,9 bis 6,3 Individuen/Kontrolle; Abb. 183).

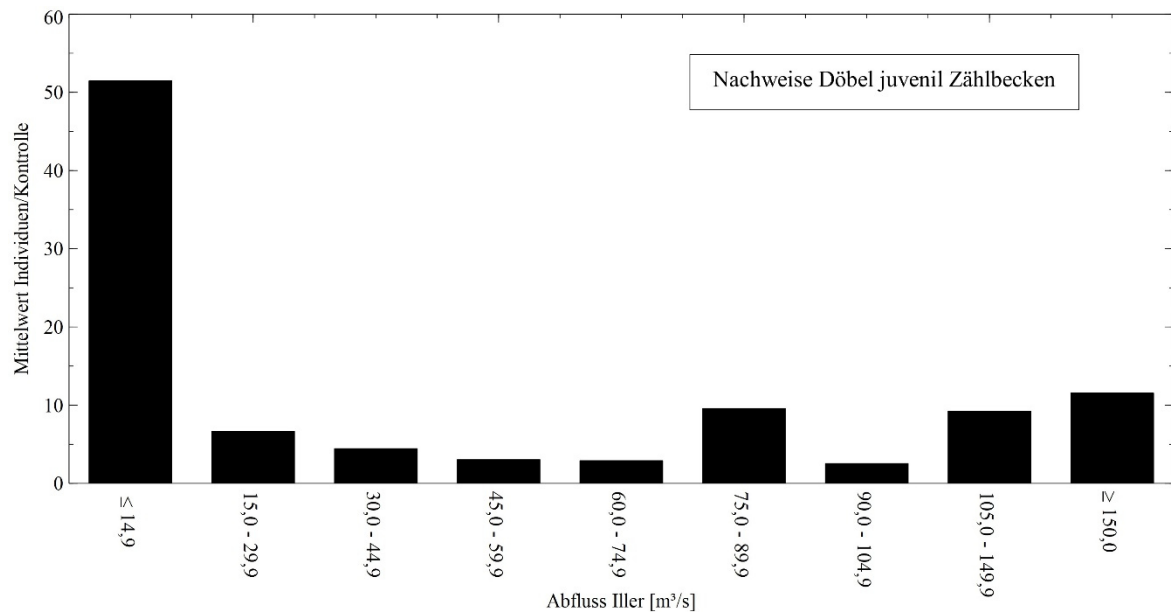


Abbildung 184: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Döbel, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

Trotz der fehlenden Signifikanz im GLM wurde in Abhängigkeit vom **Abfluss** die höchste mittlere Individuenzahl von juvenilen Döbeln in den Zählbecken bei niedrigen Abflüssen unter 14,9 m³/s dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 51,5 Individuen/Kontrolle). Bei höheren Abflüssen wurden deutlich niedrigere mittlere Individuenzahlen nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,6 bis 11,6 Individuen/Kontrolle; Abb. 184).

Generalisiertes Lineares Modell Döbel adult

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-2.1961	-1.2377	-0.8136	0.2157	17.3679	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-0.45033	0.05691	-7.913	2.52e-15	***
STaLa	0.30519	0.06054	5.041	4.63e-07	***
SMond	0.17380	0.04572	3.802	0.000144	***
SWindG	-0.12787	0.05859	-2.183	0.029068	*
STemp	0.37814	0.04562	8.288	< 2e-16	***
SDiff	-0.12419	0.04044	-3.071	0.002135	**

Signif. codes:	0 '***'	0.001 '**'	0.01 '*'	0.05 '.'	0.1 ' ' 1

Abbildung 185: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Döbel. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. STaLa = Tageslänge, SMond = Tag des Mondzyklus, SWindG = Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit, STemp = Wassertemperatur, SDiff = Differenz der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen adulten Döbel zeigen im GLM die Tageslänge, der Tag des Mondzyklus und die Wassertemperatur einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$), Schwankungen des Erdmagnetfelds einen hochsignifikanten ($p < 0,01$) und die Windgeschwindigkeit einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 185).

Bei **Neumond** wurde eine höhere mittlere Individuenzahl von adulten Döbeln in den Zählbecken aufgezeigt als bei zunehmendem Mond, Vollmond und abnehmendem Mond (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,86; 0,55; 0,63 bzw. 0,74 Individuen/Kontrolle; Abb. 176).

Bei Tagesmittelwerten der **Windgeschwindigkeit** unter 0,9 m/s, von 1,0 bis 1,9 m/s und von 2,0 bis 2,9 m/s wurden ähnliche mittlere Individuenzahlen von adulten Döbeln in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,71; 0,80 bzw. 0,51 Individuen/Kontrolle). Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei hohen Windgeschwindigkeiten mit Tagesmittelwerten über 4,0 m/s aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,0 Individuen/Kontrolle; Abb. 177).

Bei fallenden Tagesmittelwerten der Totalintensität des **Erdmagnetfelds** mit Differenzen zum Vortag von -2,9 bis -2,0 nT wurde eine höhere mittlere Individuenzahl von adulten Döbeln in den Zählbecken aufgezeigt als bei den anderen betrachteten Klassen der Differenz des Tagesmittelwerts zum Vortag (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,0 bzw. 0,59 bis 0,77 Individuen/Kontrolle; Abb. 183).

5.3.10 Gründling

Längenverteilung

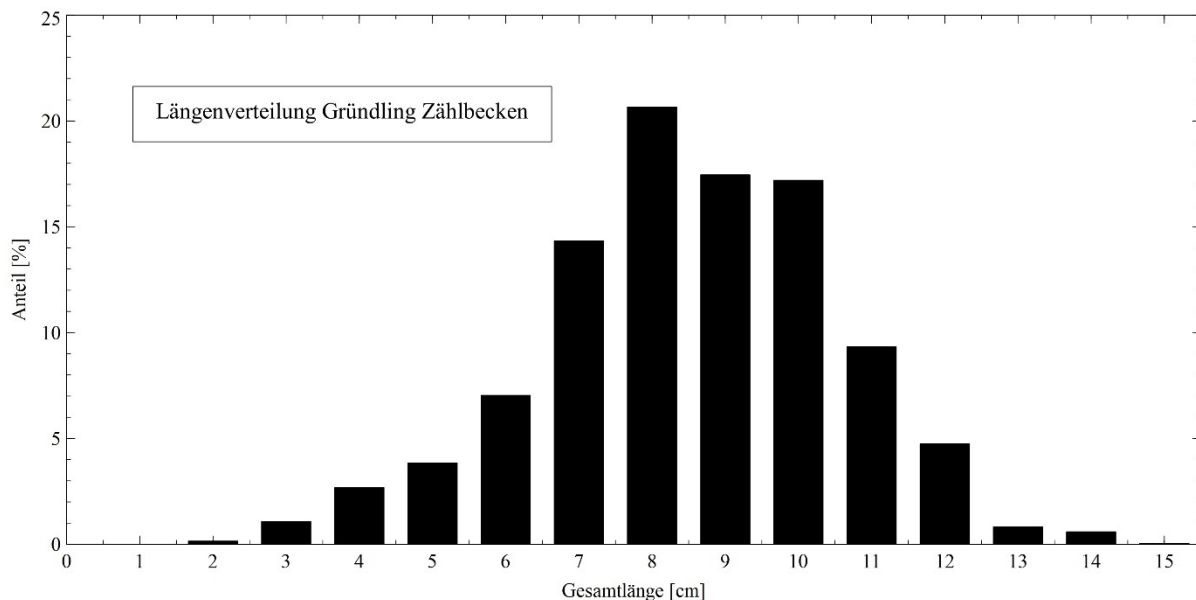


Abbildung 186: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge. $n = 3.829$ Individuen.

Es wurden Gründlinge mit Gesamtlängen von 2 bis 15 cm in den Zählbecken nachgewiesen, die höchsten Anteile hatten Individuen mit 7 bis 10 cm Gesamtlänge (14,3 bis 20,7 %; Abb. 186).

Wassertemperatur

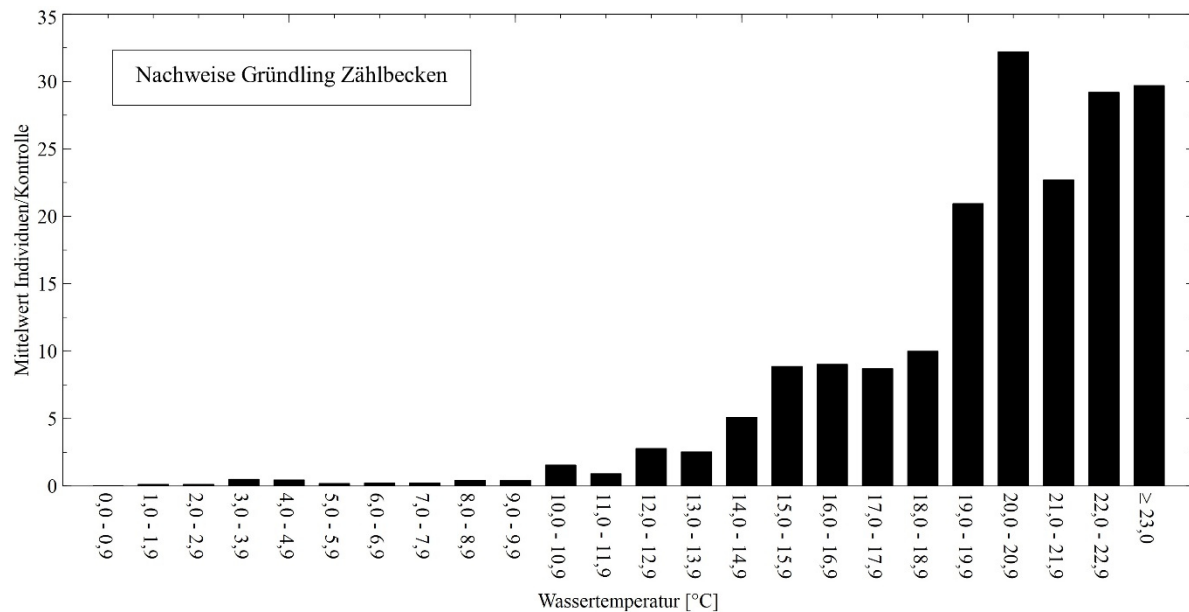


Abbildung 187: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Gründlinge wurden ab einer Wassertemperatur von 1,0 bis 1,9 °C in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,125 Individuen/Kontrolle). Mit höher werdender Wassertemperatur nahmen die mittleren Individuenzahlen deutlich zu. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei Wassertemperaturen über 19,0 °C in den Zählbecken dokumentiert, mit einem Maximum bei Wassertemperaturen von 20,0 bis 20,9 °C (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 20,9 bis 32,2 Individuen/Kontrolle; Abb. 187).

Tageslänge

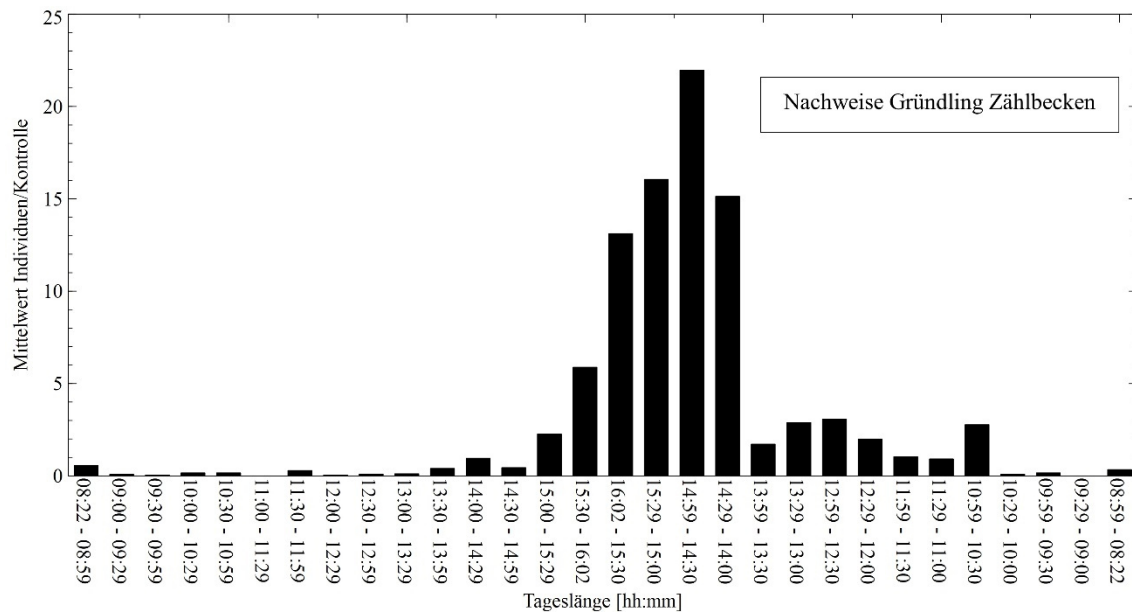


Abbildung 188: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Gründlinge wurden bei allen Tageslängen in den Zählbecken nachgewiesen, außer bei zunehmenden zwischen 11:00 und 11:29 Stunden und abnehmenden zwischen 09:29 und 09:00 Stunden. Bei abnehmenden Tageslängen zwischen 16:02 und 14:00 Stunden wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen dokumentiert, mit einem Maximum bei abnehmenden Tageslängen von 14:59 bis 14:30 Stunden (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 13,1 bis 22,0 Individuen/Kontrolle; Abb. 188).

Generalisiertes Lineares Modell

Deviance Residuals:				
Min	1Q	Median	3Q	Max
-10.4374	-1.3604	-0.8379	-0.2579	16.6759
Coefficients:				
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-0.08921	0.04788	-1.863	0.06243 .
SAF	-0.26932	0.06276	-4.291	1.78e-05 ***
SSchweb	-0.20096	0.07907	-2.542	0.01104 *
SDifSchweb	-0.11383	0.02269	-5.017	5.24e-07 ***
STaLa	-0.71976	0.05915	-12.167	< 2e-16 ***
SGloStr	-0.19057	0.03582	-5.321	1.03e-07 ***
SLD	0.22188	0.04478	4.955	7.25e-07 ***
SDifLD	-0.12275	0.03741	-3.281	0.00103 **
STemp	1.62431	0.03747	43.354	< 2e-16 ***
SDifTemp	-0.27926	0.02342	-11.923	< 2e-16 ***
SMI	-0.22945	0.02606	-8.806	< 2e-16 ***
SDifF	0.05962	0.02217	2.689	0.00716 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				

Abbildung 189: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen des Gründlings. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, SDifSchweb = Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag, STaLa = Tageslänge, SGloStr = Globalstrahlung, SLD = Luftdruck, SDifLD = Differenz des Luftdrucks zum Vortag, STemp = Wassertemperatur, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag, SMI = Magnitude Lokalbeben in Bayern, SDifF = Differenz der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Der Abfluss, die Änderung des Schwebstoffgehalts, die Tageslänge, die Globalstrahlung, der Luftdruck, die Wassertemperatur, die Änderung der Wassertemperatur und Erderschütterungen zeigen im GLM einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen Gründlinge, die Änderung des Luftdrucks und Schwankungen des Erdmagnetfelds einen hochsignifikanten ($p < 0,01$) und der Schwebstoffgehalt einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 189).

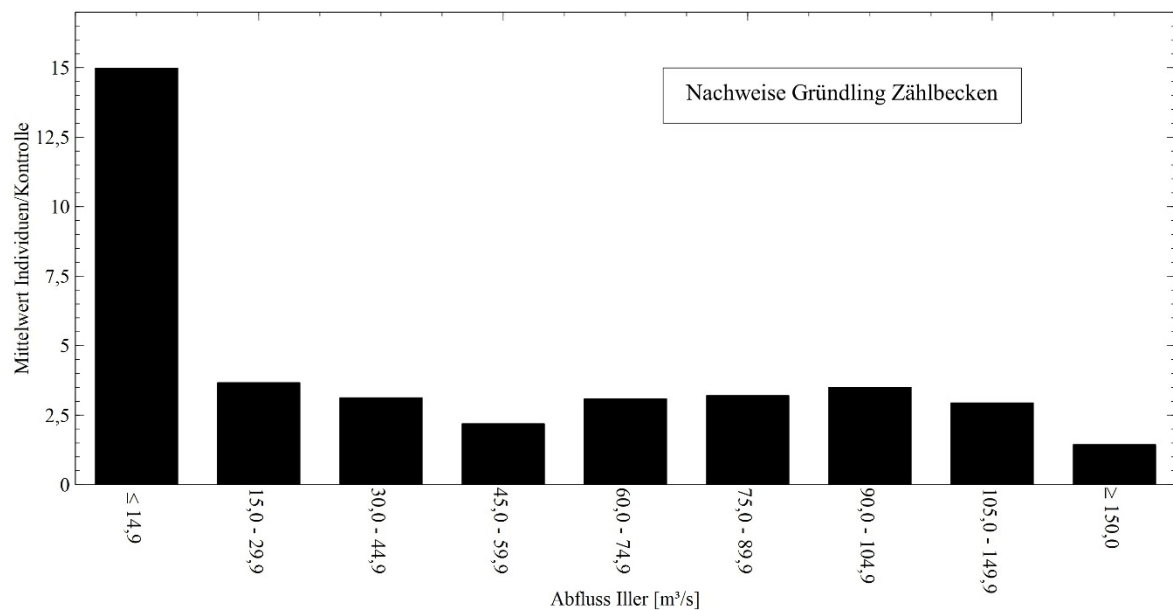


Abbildung 190: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

In Abhängigkeit vom **Abfluss** wurde die höchste mittlere Individuenzahl von Gründlingen in den Zählbecken bei niedrigen Abflüssen unter 14,9 m³/s nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 15,0 Individuen/Kontrolle). Bei höheren Abflüssen wurden deutlich niedrigere mittlere Individuenzahlen dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,4 bis 3,7 Individuen/Kontrolle; Abb. 190).

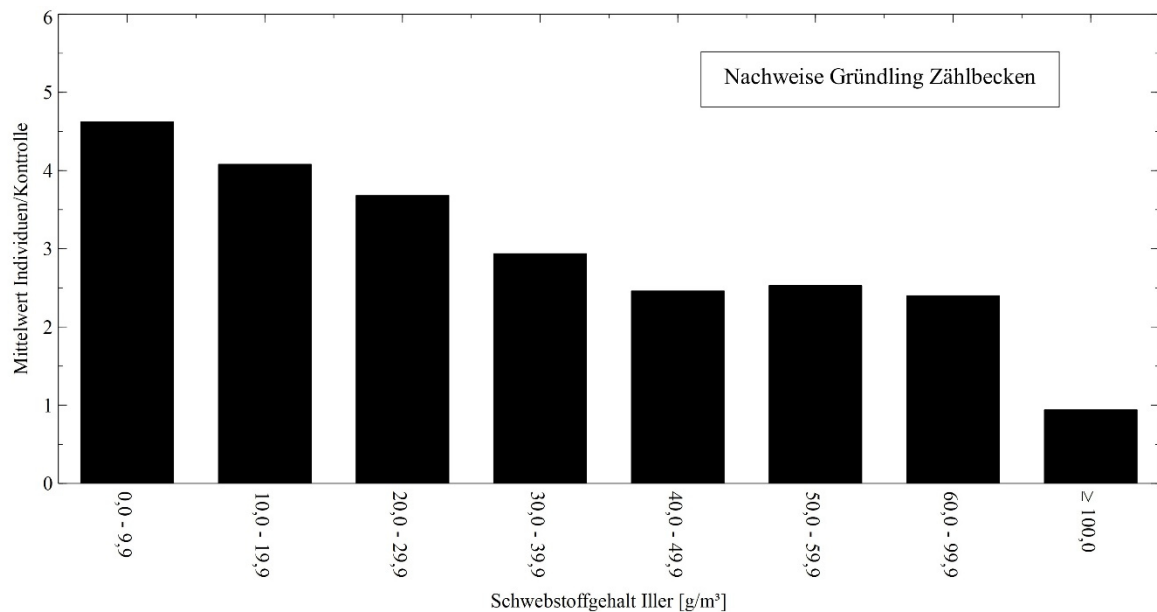


Abbildung 191: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.

Mit einem höheren **Schwebstoffgehalt** der Iller wurde eine Abnahme der mittleren Individuenzahlen des Gründlings in den Zählbecken dokumentiert. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei einem Schwebstoffgehalt von 0,0 bis 9,9 g/m³ aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 4,6 Individuen/Kontrolle; Abb. 191).

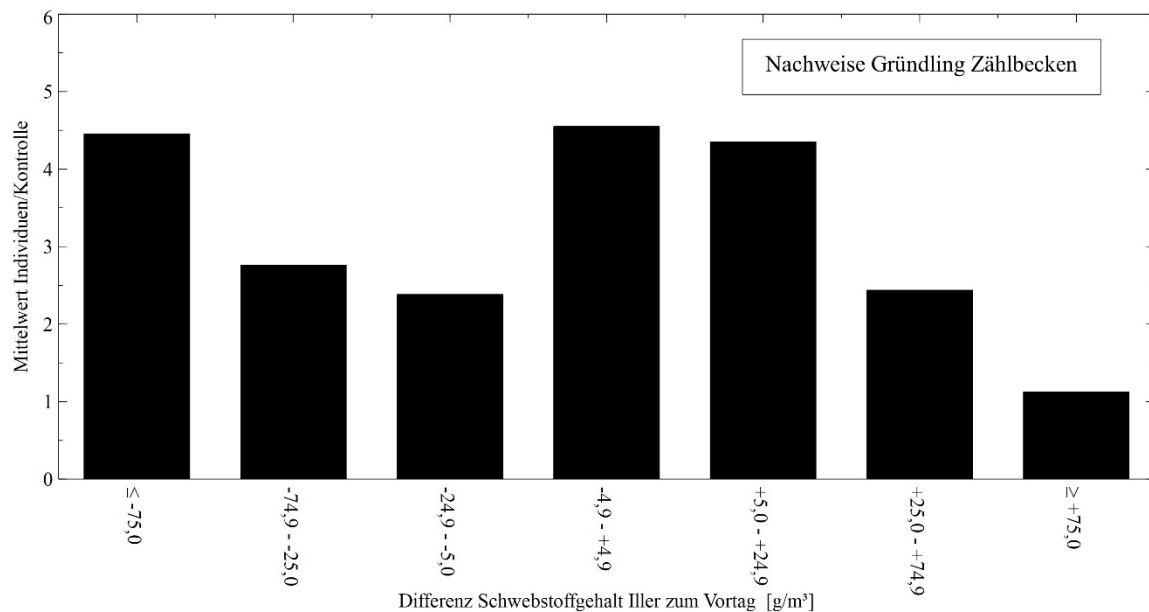


Abbildung 192: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen des Gründlings in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit von der **Änderung des Schwebstoffgehalts** der Iller eine unregelmäßige Verteilung. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei stark fallenden, konstanten und moderat steigenden Schwebstoffgehalten mit Differenzen zum Vortag unter $-75,0 \text{ g/m}^3$, $-4,9$ bis $+4,9 \text{ g/m}^3$ und $+5,0$ bis $+24,9 \text{ g/m}^3$ dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 4,5; 4,6 bzw. 4,4 Individuen/Kontrolle; Abb. 192).

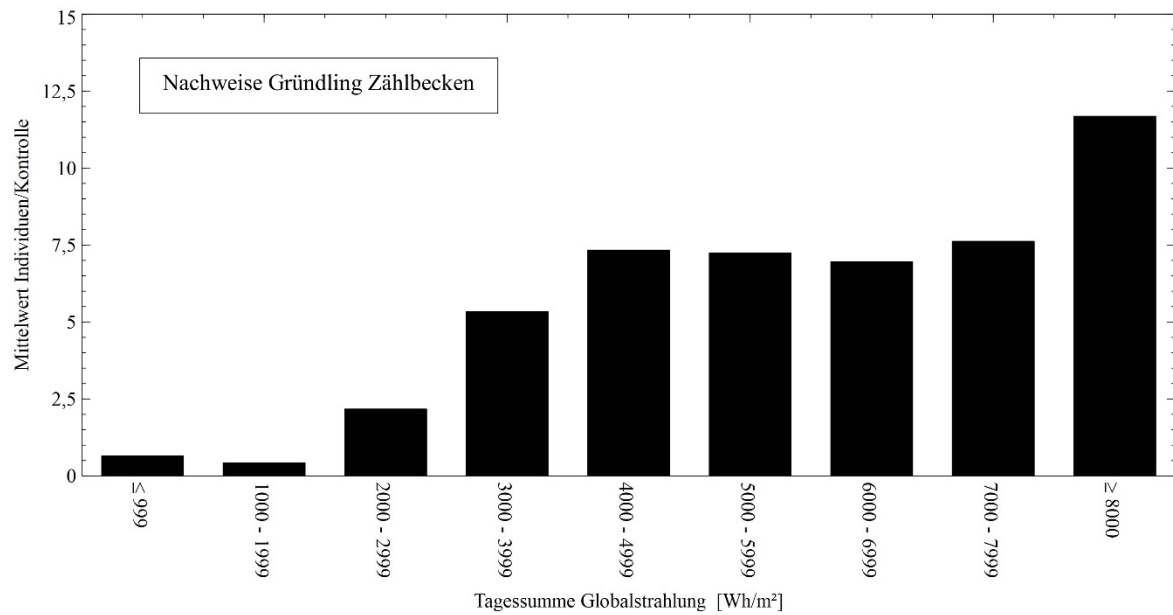


Abbildung 193: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Mit höheren Tagessummen der **Globalstrahlung** wurden tendenziell höhere mittlere Individuenzahlen von Gründlingen in den Zählbecken dokumentiert. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei Tagessummen über 8.000 Wh/m² aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 11,68 Individuen/Kontrolle; Abb. 193).

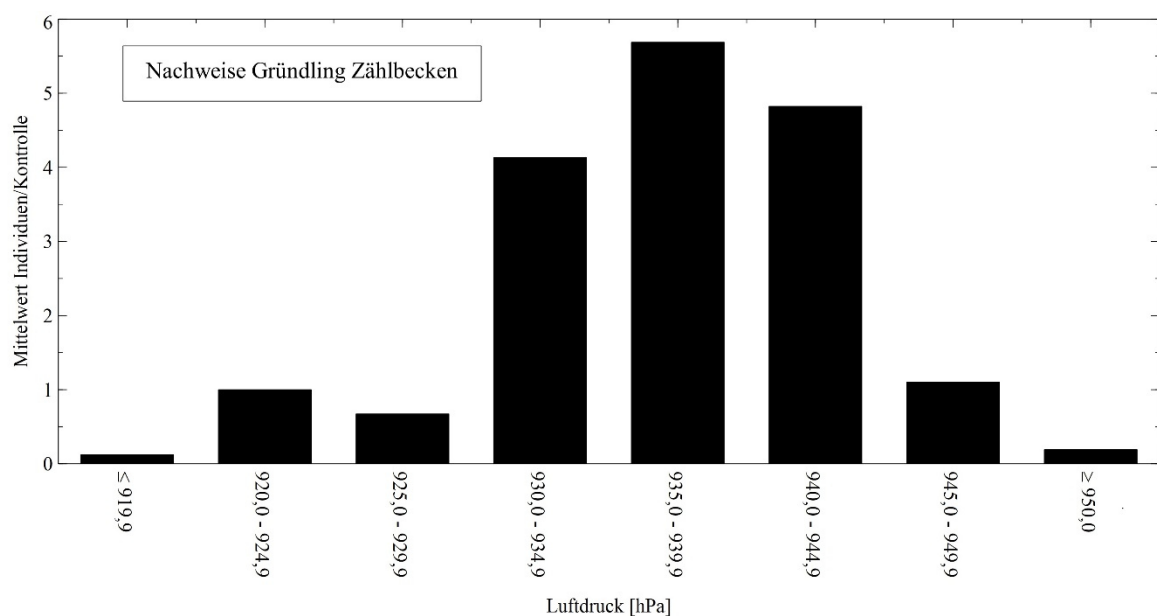


Abbildung 194: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.

Die höchsten mittleren Individuenzahlen von Gründlingen in den Zählbecken wurden in Abhängigkeit vom **Luftdruck** bei Tagesmittelwerten von 930,0 bis 934,9 hPa, 935,0 bis 939,9 hPa und 940,0 bis 944,9 hPa dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 4,1; 5,7 bzw. 4,8 Individuen/Kontrolle). Bei Tagesmittelwerten unter 919,9 hPa und über 950,0 hPa wurden niedrige mittlere Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,13 bzw. 0,19 Individuen/Kontrolle; Abb. 194).

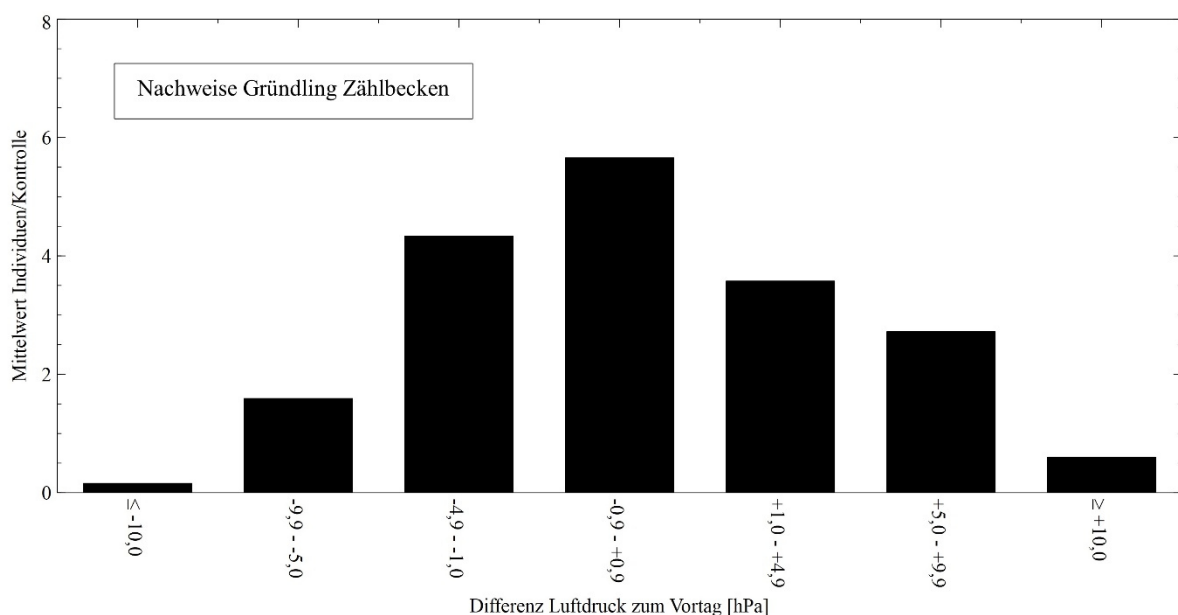


Abbildung 195: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen des Gründlings in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit von der **Änderung des Luftdrucks** eine eingipflige Verteilung um ein Maximum bei einer Differenz des Tagesmittelwerts zum Vortag von $-0,9$ bis $+0,9$ hPa (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,7 Individuen/Kontrolle; Abb. 195).

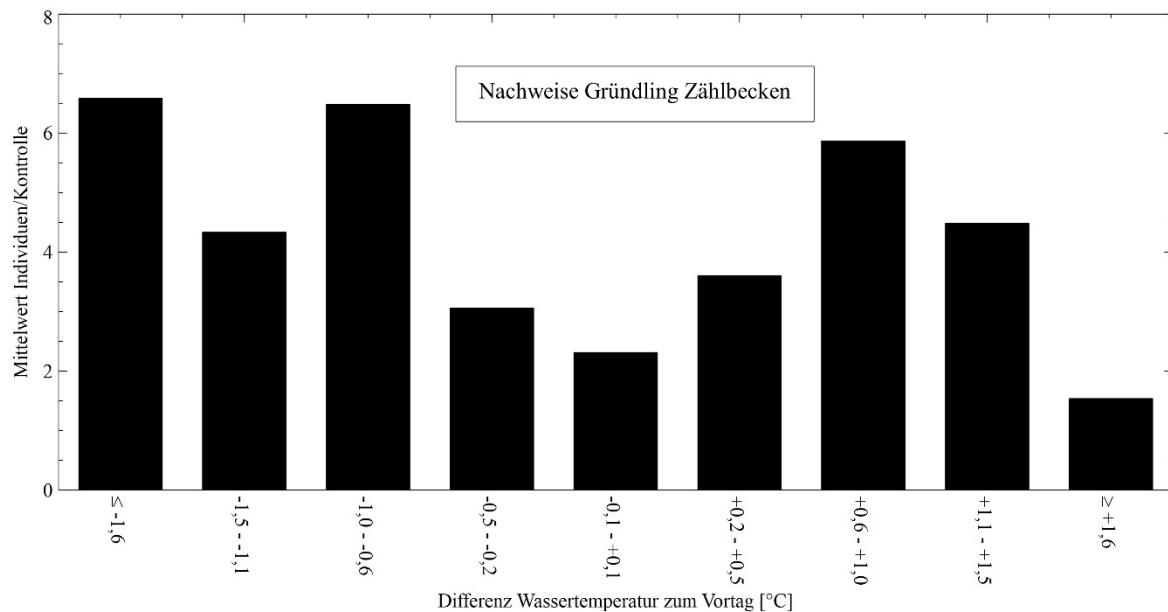


Abbildung 196: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen von Gründlingen in den Zählbecken der verschiedenen Klassen der **Änderung der Wassertemperatur** zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Bei sinkenden Wassertemperaturen mit Differenzen zum Vortag unter $-1,6\text{ °C}$ sowie von $-1,0$ bis $-0,6\text{ °C}$ und steigenden mit Differenzen zum Vortag von $+0,6$ bis $+1,0\text{ °C}$ wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 6,6; 6,5 bzw. 5,9 Individuen/Kontrolle; Abb. 196).

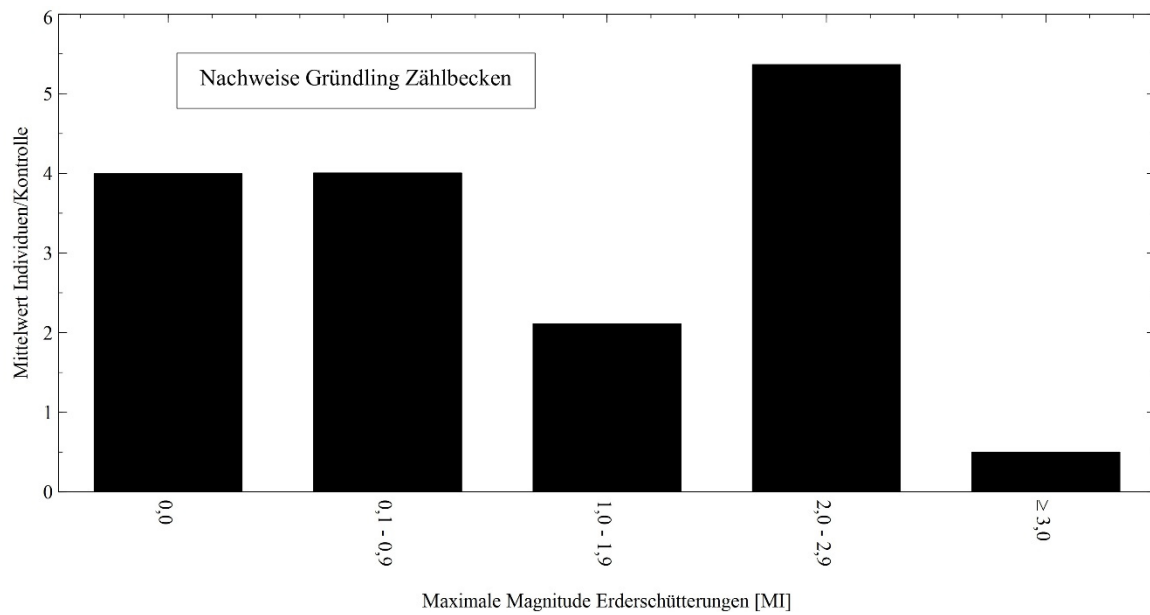


Abbildung 197: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erschütterungen.

Die mittleren Individuenzahlen der verschiedenen Klassen von **Erschütterungen** zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei Magnituden MI von 2,0 bis 2,9 aufgezeigt, die niedrigste bei Magnituden MI über 3,0 (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,4 bzw. 0,5 Individuen/Kontrolle; Abb. 197).

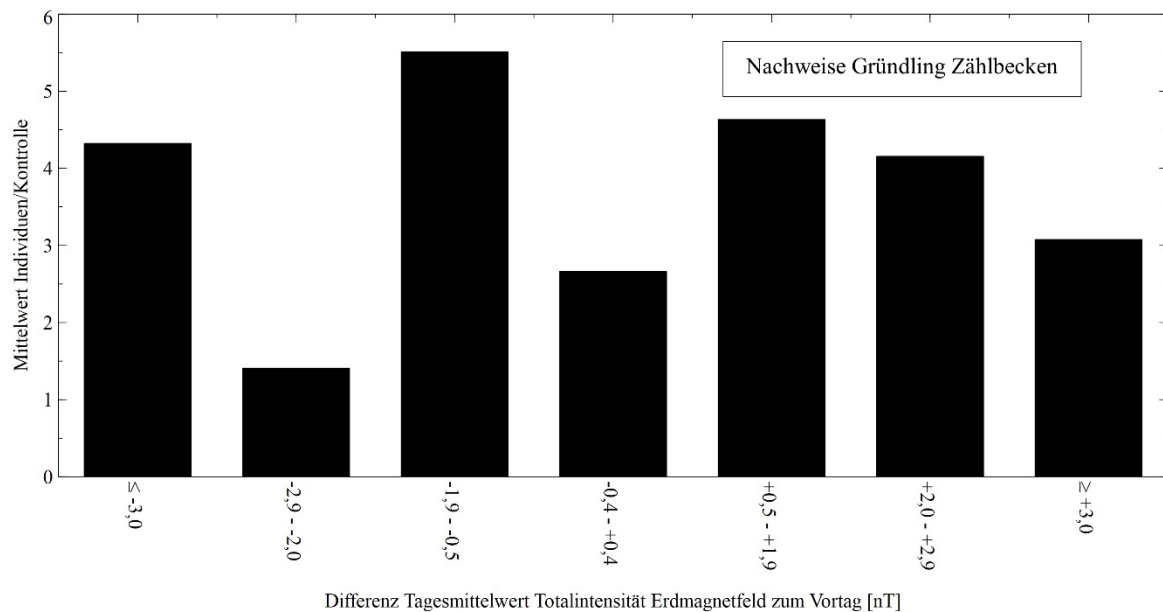


Abbildung 198: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Gründlinge, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen von Gründlingen der betrachteten Klassen der **Änderung des Erdmagnetfelds** zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei leicht sinkenden Tagesmittelwerten der Totalintensität mit Differenzen zum Vortag von -1,9 bis -0,5 nT dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,5 Individuen/Kontrolle; Abb. 198).

5.3.11 Laube

Längenverteilung

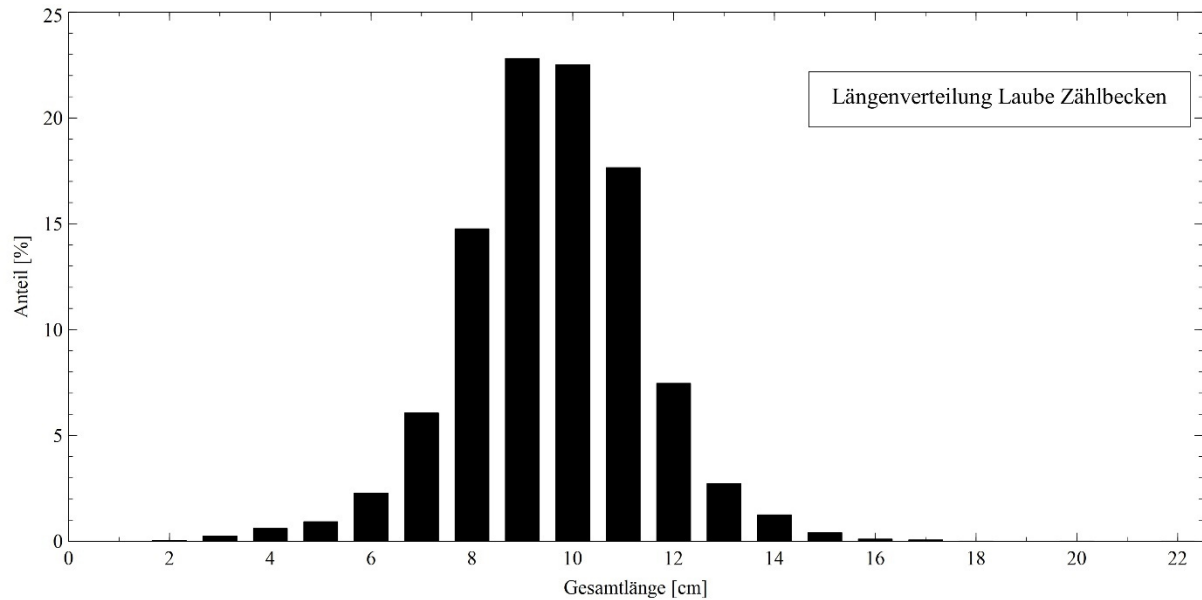


Abbildung 199: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben. $n = 14.629$ Individuen.

In den Zählbecken wurden Lauben mit Gesamtlängen von 2 bis 22 cm dokumentiert, die höchsten Anteile wurden von Individuen mit 9 und 10 cm Gesamtlänge aufgezeigt (22,8 bzw. 22,5 %; Abb. 199).

Wassertemperatur

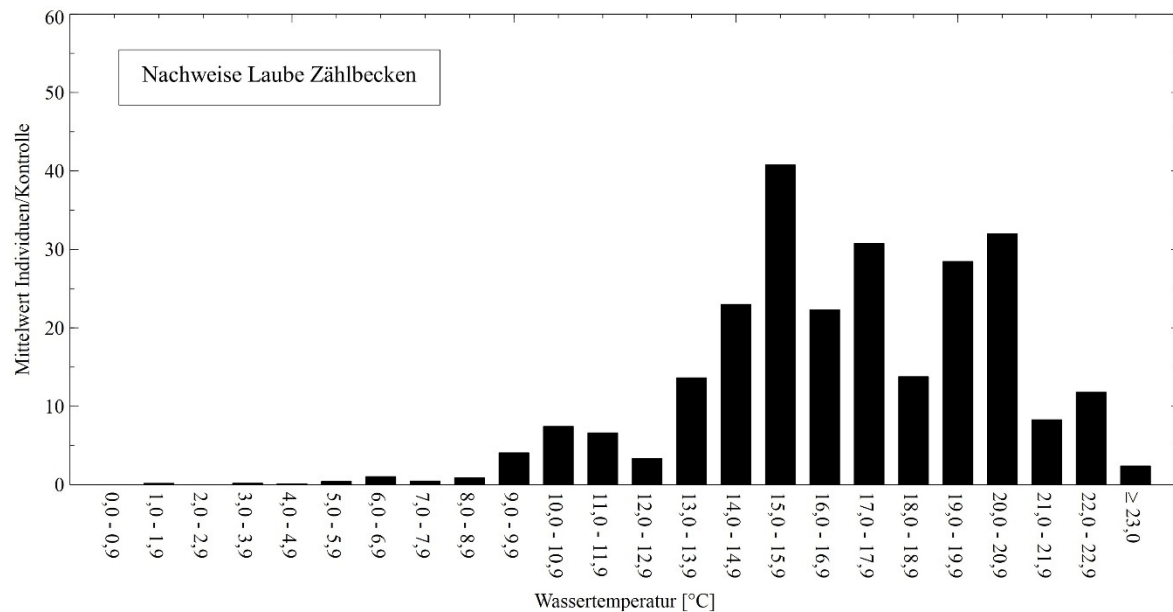


Abbildung 200: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Bis zu einer Wassertemperatur von 15,0 bis 15,9 °C (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 40,8 Individuen/Kontrolle), wurden mit höherer Wassertemperatur tendenziell höhere mittlere Individuenzahlen von Lauben in den Zählbecken dokumentiert. Im Wassertemperaturbereich zwischen 16,0 und 20,9 °C schwankten die mittleren Individuenzahlen unregelmäßig (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 13,8 bis 28,5 Individuen/Kontrolle). Bei Wassertemperaturen von 21,0 bis über 23,0 °C wurden wieder niedrigere mittlere Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,4 bis 11,8 Individuen/Kontrolle; Abb. 200).

Tageslänge

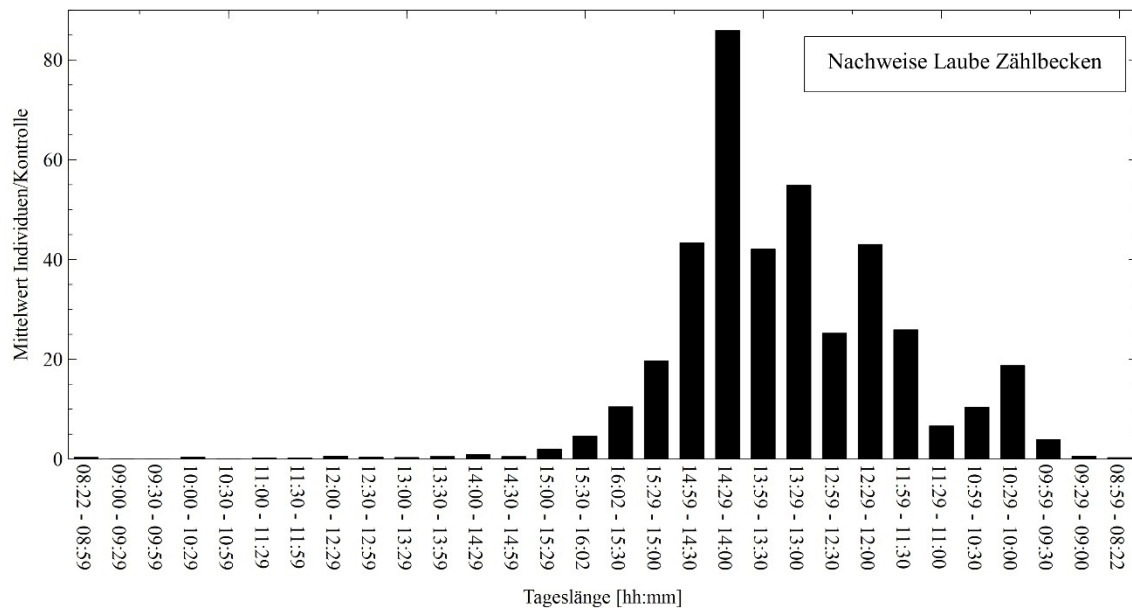


Abbildung 201: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Im Jahresverlauf nahmen die mittleren Individuenzahlen von Lauben in den Zählbecken bis zu einer abnehmenden Tageslänge zwischen 14:29 und 14:00 Stunden zu. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei abnehmenden Tageslängen zwischen 14:59 und 13:00 Stunden sowie 12:29 und 12:00 Stunden dokumentiert, mit einem Maximum bei abnehmenden Tageslängen von 14:29 bis 14:00 Stunden (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 42,1 bis 85,9 Individuen/Kontrolle; Abb. 201).

Generalisiertes Lineares Modell Laube

```

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-7.7643 -2.6344 -1.2326 -0.2602  21.1865

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)  0.50642    0.04470   11.330 < 2e-16 ***
SAF           0.35097    0.03444   10.190 < 2e-16 ***
SDifAF       -0.08963    0.02978   -3.010 0.002612 **
SSchweb       -0.09973    0.03196   -3.121 0.001803 **
STaLa         0.95374    0.04888   19.512 < 2e-16 ***
SMond        -0.48954    0.01836  -26.657 < 2e-16 ***
SWindG        -0.06278    0.02511   -2.501 0.012398 *
SGloStr       -0.22965    0.03599   -6.380 1.77e-10 ***
SLD           0.66316    0.03535   18.761 < 2e-16 ***
SDifLD       -0.09103    0.02743   -3.319 0.000902 ***
STemp         1.20804    0.03138   38.503 < 2e-16 ***
SDifTemp      0.06012    0.01937    3.104 0.001912 **
SMI          -0.09793    0.01846   -5.304 1.13e-07 ***
SDifF         0.13857    0.01637    8.463 < 2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

Abbildung 202: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen der Laube. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, STaLa = Tageslänge, SMond = Tag des Mondzyklus, SWindG = Windgeschwindigkeit, SGloStr = Globalstrahlung, SLD = Luftdruck, SDifLD = Differenz des Luftdrucks zum Vortag, STemp = Wassertemperatur, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag, SMI = Magnitude Lokalbeben in Bayern, SDifF = Differenz der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Im GLM zeigen der Abfluss, die Tageslänge, der Tag des Mondzyklus, die Globalstrahlung, der Luftdruck, die Änderung des Luftdrucks, die Wassertemperatur, Erderschütterungen und Schwankungen des Erdmagnetfelds einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen Lauben, die Änderung des Abflusses, der Schwebstoffgehalt und die Änderung der Wassertemperatur einen hochsignifikanten ($p < 0,01$) sowie die Windgeschwindigkeit einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 202).

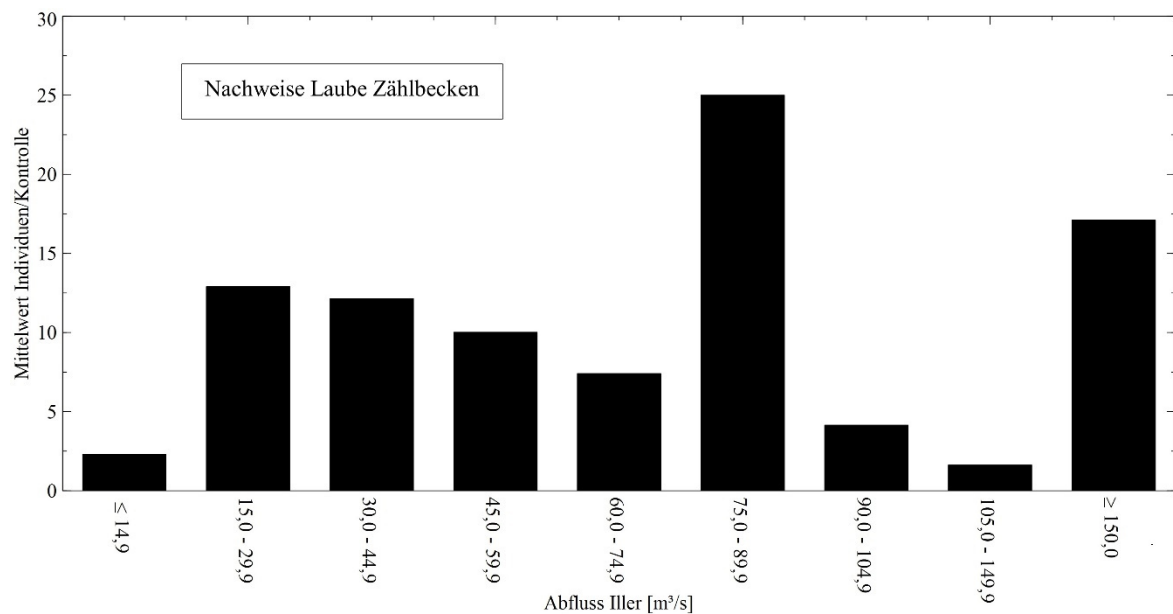


Abbildung 203: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

Die mittleren Individuenzahlen der verschiedenen Klassen des **Abflusses** zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei Abflüssen von 75,0 bis 89,9 m³/s dokumentiert, gefolgt von Abflüssen über 150,0 m³/s und 15,0 bis 29,9 m³/s (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 25,0; 17,1 bzw. 12,9 Individuen; Abb. 203).

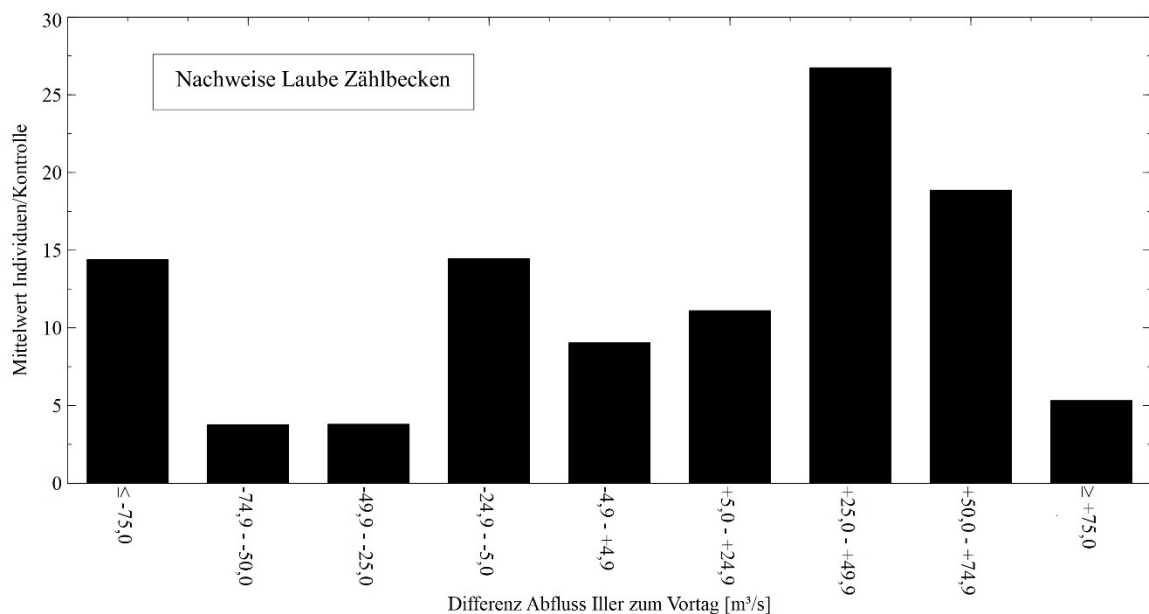


Abbildung 204: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen der Laube in den Zählbecken in Abhängigkeit von der **Änderung des Abflusses** zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei zunehmenden Abflüssen mit Differenzen zum Vortag von +25,0 bis +49,9 m³/s dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 26,7 Individuen/Kontrolle; Abb. 204).

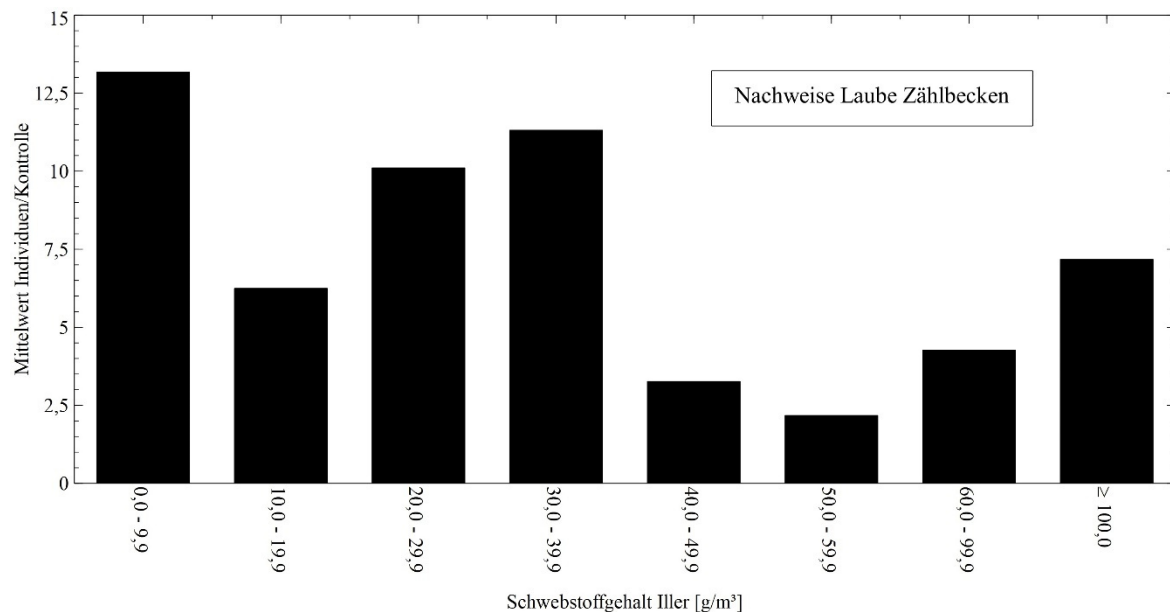


Abbildung 205: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.

Bei einem **Schwebstoffgehalt** von 0,0 bis 39,9 g/m³ wurden höhere mittlere Individuenzahlen der Laube in den Zählbecken dokumentiert als bei einem Schwebstoffgehalt von 40,0 bis 99,9 g/m³, mit einem Maximum bei einem sehr niedrigen Schwebstoffgehalt von 0,0 bis 9,9 g/m³ (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 6,2 bis 13,2 bzw. 2,2 bis 4,3 Individuen/Kontrolle). Bei einem Schwebstoffgehalt über 100,0 g/m³ wurde wieder eine höhere mittlere Individuenzahl aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 7,2 Individuen/Kontrolle; Abb. 205).

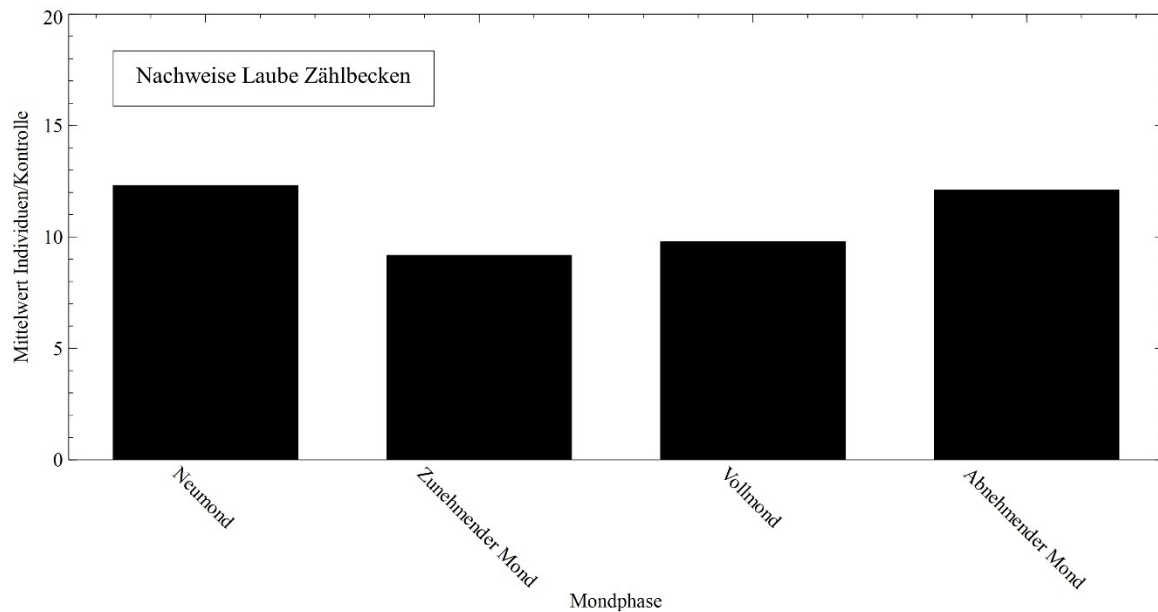


Abbildung 206: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Mondphase.

Bei Neumond und abnehmendem **Mond** wurden leicht höhere mittlere Individuenzahlen von Lauben in den Zählbecken dokumentiert als bei zunehmendem Mond und Vollmond (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 12,3 und 12,1 bzw. 9,2 und 9,8 Individuen/Kontrolle; Abb. 206).

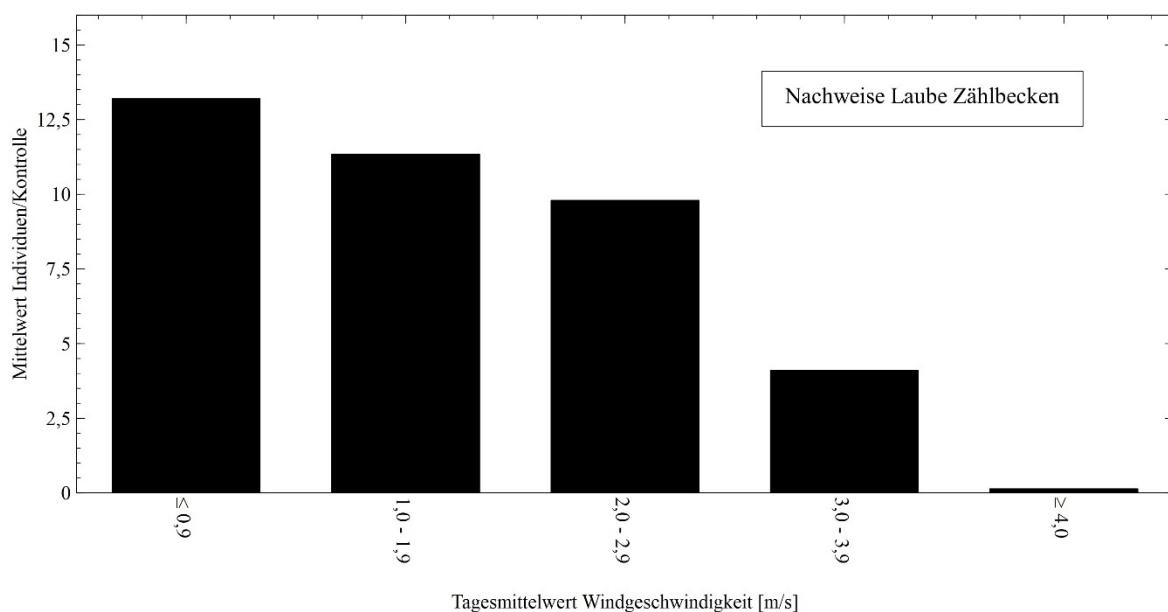


Abbildung 207: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit.

In Abhängigkeit von der **Windgeschwindigkeit** wurde die höchste mittlere Individuenzahl bei niedrigen Windgeschwindigkeiten mit Tagesmittelwerten unter 0,9 m/s dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 13,2 Individuen/Kontrolle). Mit höher werdenden Tagesmittelwerten nahmen die mittleren Individuenzahlen der Laube in den Zählbecken beständig ab (Abb. 207).

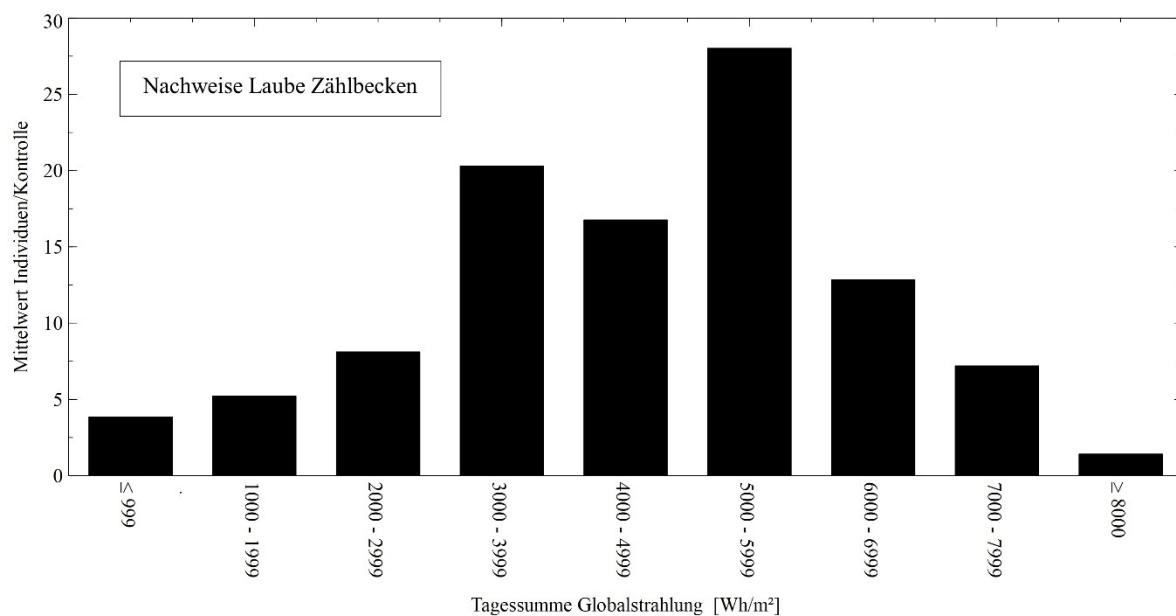


Abbildung 208: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Die höchsten mittleren Individuenzahlen der Laube in den Zählbecken wurden bei Tagessummen der **Globalstrahlung** von 5.000 bis 5.999 Wh/m², 3.000 bis 3.999 Wh/m² sowie 4.000 bis 4.999 Wh/m² in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 28,0; 20,3 bzw. 16,8 Individuen/Kontrolle). Mit höher und niedriger werdenden Tagessummen nahmen die mittleren Individuenzahlen beständig ab (Abb. 208).

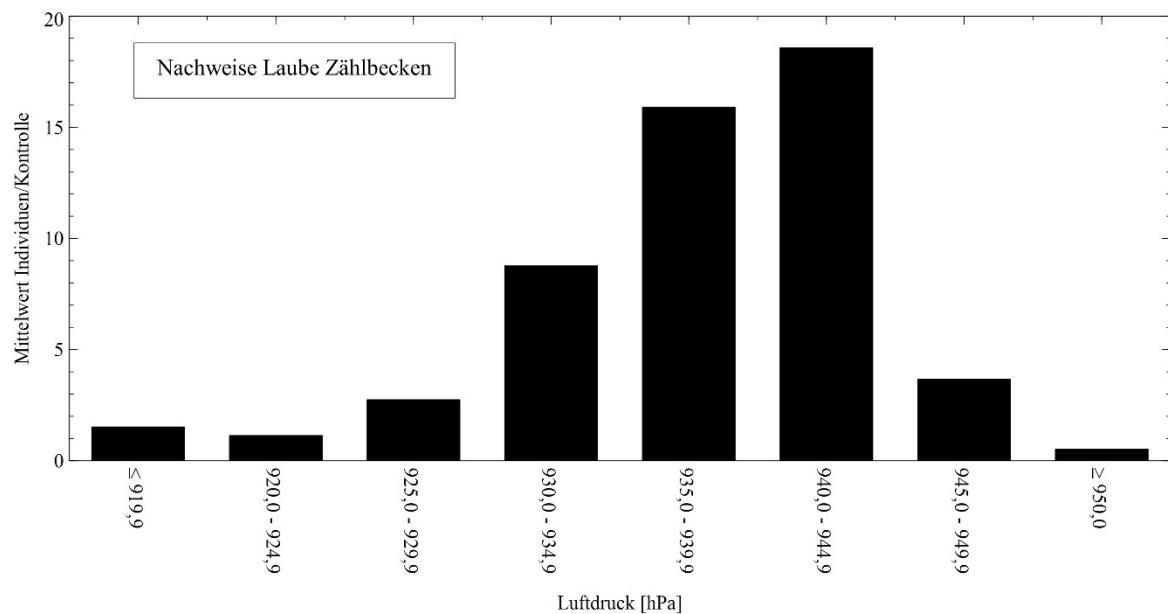


Abbildung 209: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.

Mit höherem **Luftdruck** nahmen die mittleren Individuenzahlen von Lauben in den Zählbecken bis zu einem Tagesmittelwert von 940,0 bis 944,9 hPa zu (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 18,6 Individuen/Kontrolle). Bei Tagesmittelwerten über 945,0 hPa wurden wieder niedrigere mittlere Individuenzahlen dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,7 bzw. 0,52 Individuen/Kontrolle; Abb. 209).

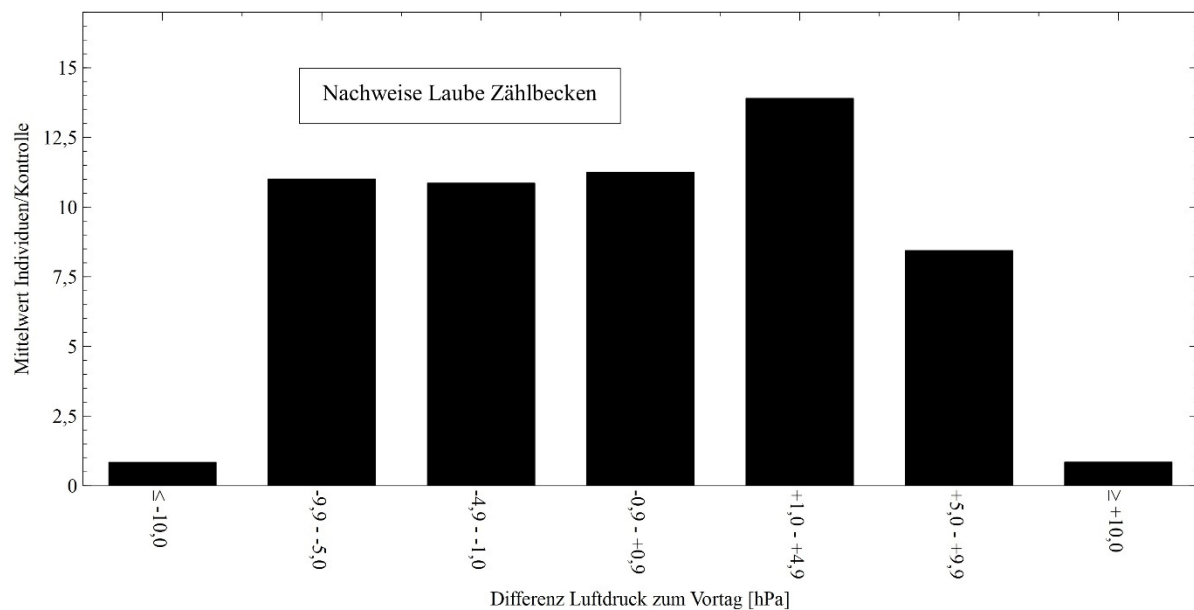


Abbildung 210: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.

Bei starken **Änderungen des Luftdrucks** mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag unter -10,0 und über +10,0 hPa wurden niedrige mittlere Individuenzahlen von Lauben in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,84 bzw. 0,85 Individuen/Kontrolle). Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei abnehmendem bis moderat zunehmendem Luftdruck mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag von -9,9 bis +4,9 hPa dokumentiert, mit einem Maximum bei +1,0 bis +4,9 hPa (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 10,9 bis 13,9 Individuen/Kontrolle; Abb. 210).

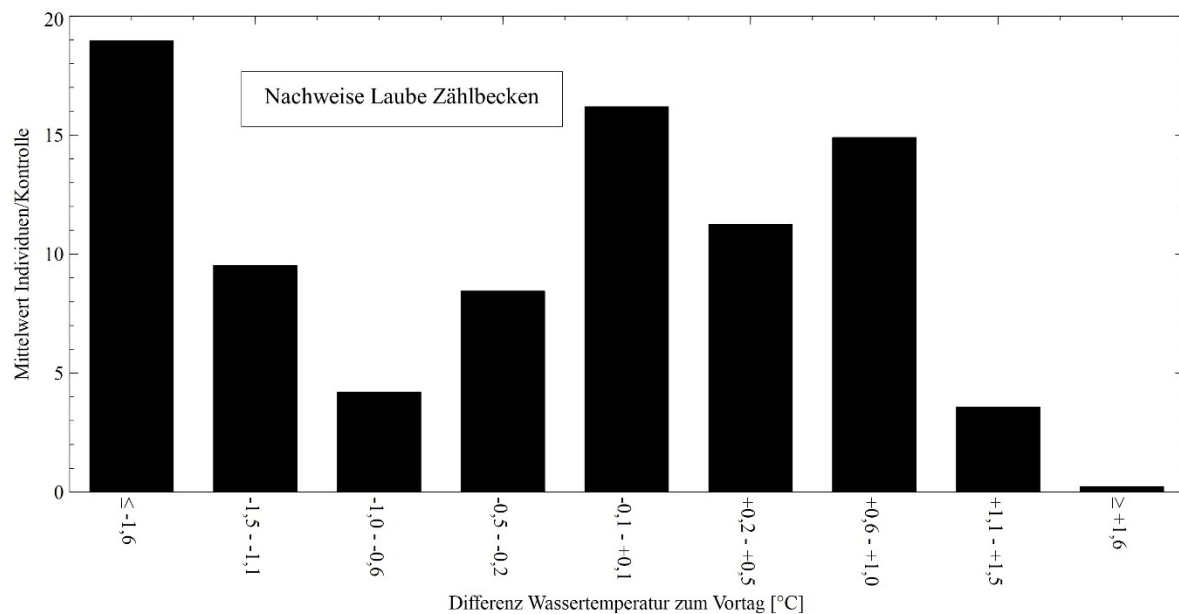


Abbildung 211: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Differenz der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen der Laube in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit von der **Änderung der Wassertemperatur** eine unregelmäßige Verteilung. Bei Differenzen der Wassertemperatur zum Vortag unter -1,6 °C, von -0,1 bis +0,1 °C und von +0,6 bis +1,0 °C wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 19,0; 16,2 bzw. 14,9 Individuen/Kontrolle; Abb. 211).

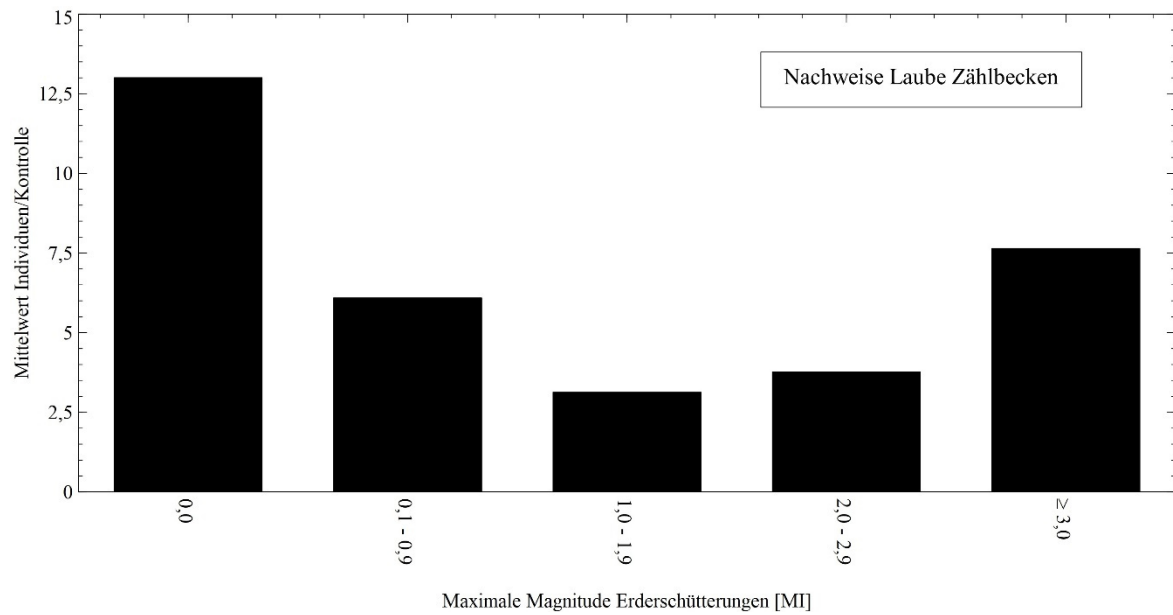


Abbildung 212: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erderschütterungen.

An Tagen ohne **Erderschütterungen** wurde eine höhere mittlere Individuenzahl von Lauben in den Zählbecken dokumentiert als an Tagen mit Erderschütterungen mit Magnituden MI von 0,1 bis über 3,0 (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 13,0 bzw. 3,1 bis 7,6 Individuen/Kontrolle; Abb. 212).

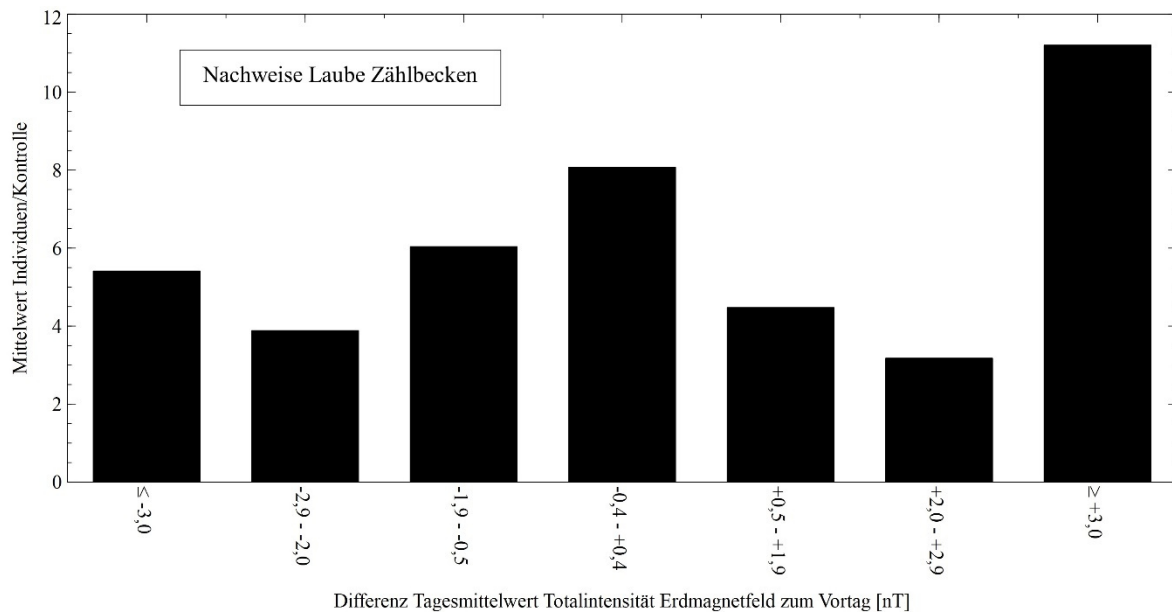


Abbildung 213: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen der betrachteten Klassen der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des **Erdmagnetfelds** zum Vortag zeigen eine dreigipflige Verteilung mit Spitzen bei Differenzen unter -3,0 nT, von -0,4 bis +0,4 nT sowie über +3,0 nT, von welchen die Spitze bei über +3,0 nT die höchste mittlere Individuenzahl zeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,4; 8,1 bzw. 11,2 Individuen/Kontrolle; Abb. 213).

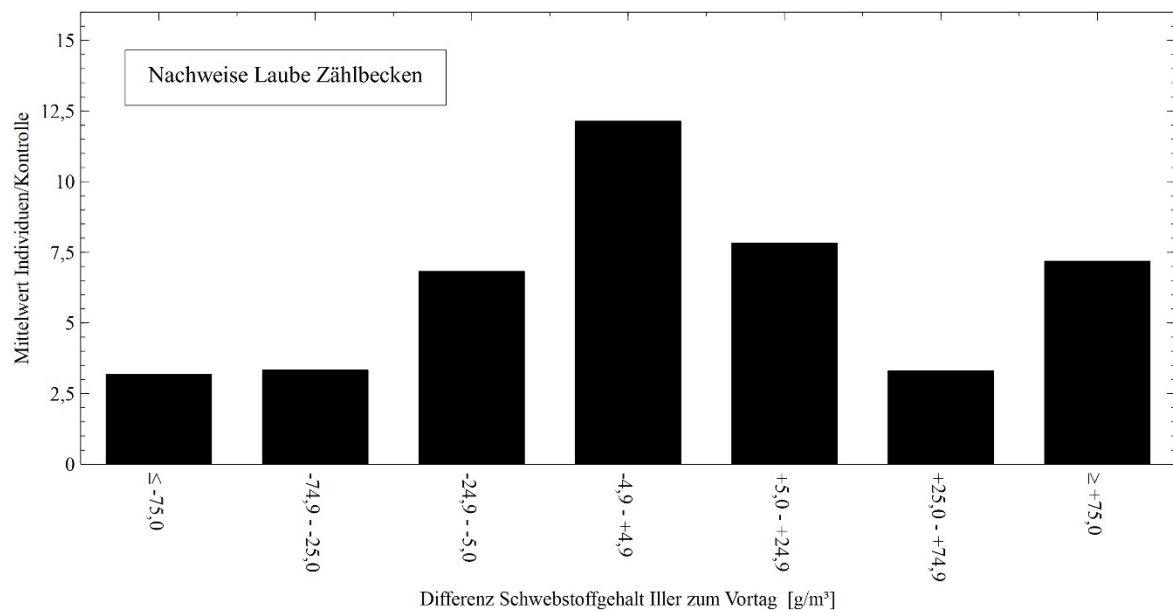


Abbildung 214: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Lauben, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.

Trotz fehlender Signifikanz im GLM wurde bei **konstantem Schwebstoffgehalt** mit Differenzen zum Vortag von -4,9 bis +4,9 g/m³ eine höhere mittlere Individuenzahl von Lauben in den Zählbecken dokumentiert als bei stärker zu- oder abnehmenden Schwebstoffgehalten (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 12,1 bzw. 3,2 bis 7,2 Individuen/Kontrolle; Abb. 214).

5.3.12 Nase

Längenverteilung

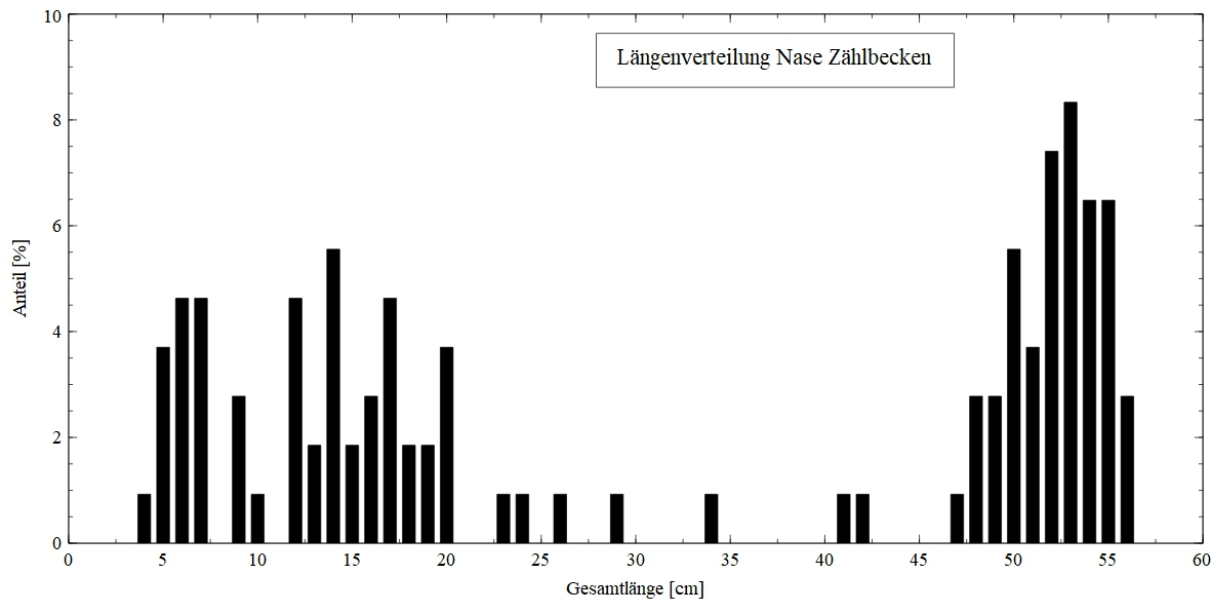


Abbildung 215: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Nasen. $n = 109$ Individuen.

Der Großteil, der in den Zählbecken in den FWHs dokumentierten Nasen, hatte eine Gesamtlänge zwischen 47 und 56 cm und wurde der Altersklasse adult zugeordnet (0,9 bis 8,3 %). Ebenso wurden zahlreiche juvenile Nasen mit einer Gesamtlänge zwischen 4 und 20 cm nachgewiesen (0,0 bis 5,5 %). Nasen mit einer Gesamtlänge zwischen 21 und 46 cm wurden dagegen nur sporadisch als Einzelindividuen in den Zählbecken dokumentiert (0,0, bis 0,9 %; Abb. 215). Von den 109 in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen wurden 55 Individuen der Altersklasse juvenil zugeordnet und 54 Individuen der Altersklasse adult.

Wassertemperatur

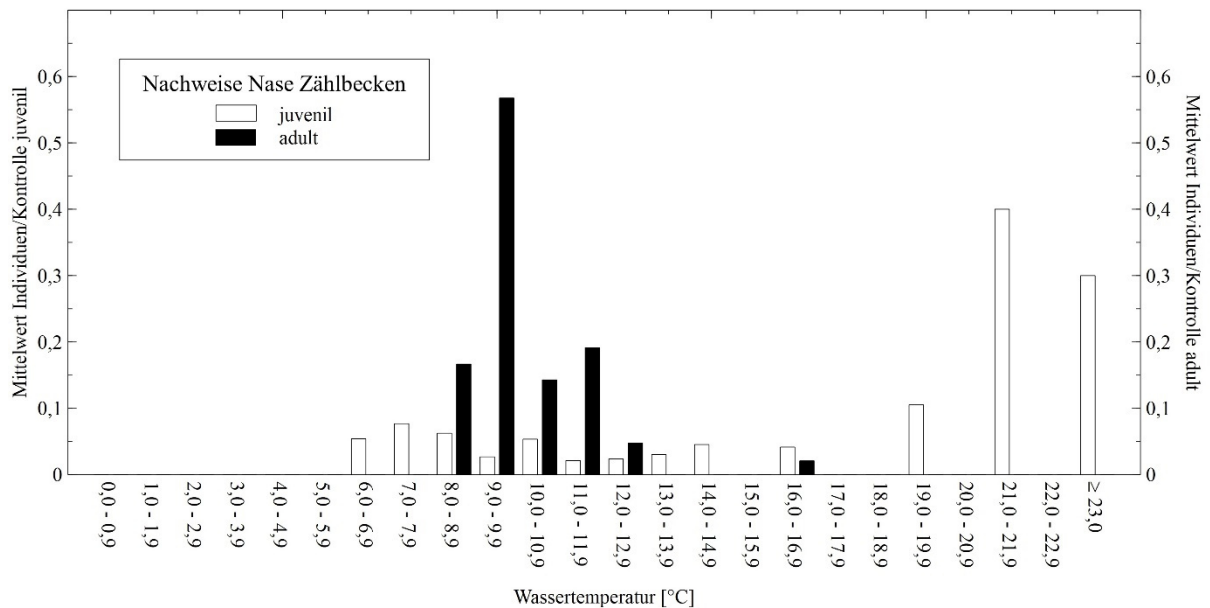


Abbildung 216: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Nasen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Adulte Nasen wurden mit den höchsten mittleren Individuenzahlen bei Wassertemperaturen zwischen 8,0 und 11,9 °C in den Zählbecken nachgewiesen, mit einem deutlich ausgeprägten Maximum bei 9,0 bis 9,9 °C (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,14 bis 0,57 Individuen/Kontrolle). Bei Wassertemperaturen zwischen 12,0 und 12,9 °C wurde bereits eine niedrigere mittlere Individuenzahl aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,05 Individuen/Kontrolle). Bei anderen Wassertemperaturen wurden bis auf Wassertemperaturen zwischen 16,0 und 16,9 °C keine adulten Nasen in den Zählbecken nachgewiesen. Juvenile Nasen wurden über ein weiteres Temperaturintervall als adulte nachgewiesen. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei Wassertemperaturen zwischen 21,0 und 21,9 °C sowie über 23,0 °C dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,4 bzw. 0,3 Individuen/Kontrolle; Abb. 216).

Tageslänge

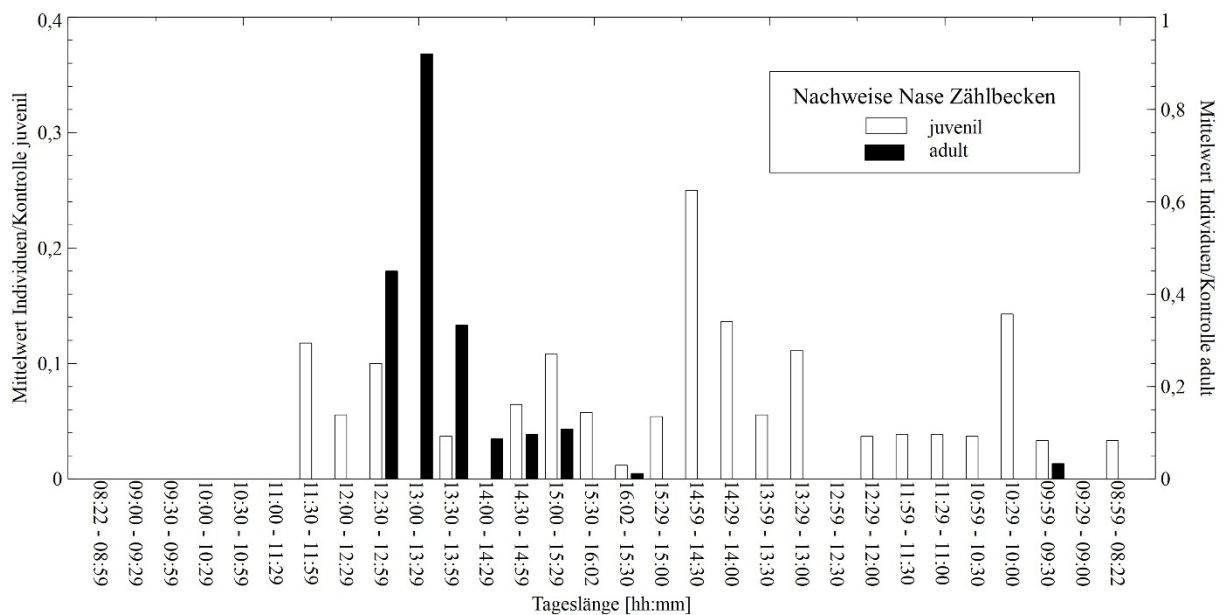


Abbildung 217: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Nasen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Adulte Nasen wurden größtenteils bei zunehmenden Tageslängen zwischen 12:30 und 15:29 Stunden in den Zählbecken nachgewiesen. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei zunehmenden Tageslängen von 12:30 bis 13:59 Stunden dokumentiert, mit einem deutlich ausgeprägten Maximum bei 13:00 bis 13:29 Stunden (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,33 bis 0,92 Individuen/Kontrolle). Juvenile Nasen wurden bei allen Tageslängen, außer zunehmenden zwischen 08:22 und 11:29 Stunden, 13:00 und 13:29 Stunden und 14:00 und 14:29 Stunden sowie abnehmenden von 12:59 bis 12:30 Stunden und 09:29 bis 09:00 Stunden, in den Zählbecken nachgewiesen, häufig jedoch nur in geringen mittleren Individuenzahlen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,01 bis 0,25 Individuen/Kontrolle). Die höchste mittlere Individuenzahl juveniler Nasen wurde bei abnehmenden Tageslängen von 14:59 bis 14:30 Stunden in den Zählbecken aufgezeigt (Abb. 217).

Generalisiertes Lineares Modell Nase juvenil

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.0797	-0.2659	-0.1475	-0.0768	3.9468

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-4.6404	0.4167	-11.137	< 2e-16 ***
SAF	-1.1446	0.5219	-2.193	0.0283 *
SDifLD	1.1614	0.2376	4.888	1.02e-06 ***
STemp	1.0927	0.2270	4.813	1.48e-06 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Abbildung 218: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Nasen. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert.

SAF = Abfluss der Iller, SDifLD = Differenz des Luftdrucks zum Vortag, STemp = Wassertemperatur. Signifikanzen:

*: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Im GLM zeigen die Änderung des Luftdrucks und die Wassertemperatur einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen juvenilen Nasen, der Abfluss einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 218).

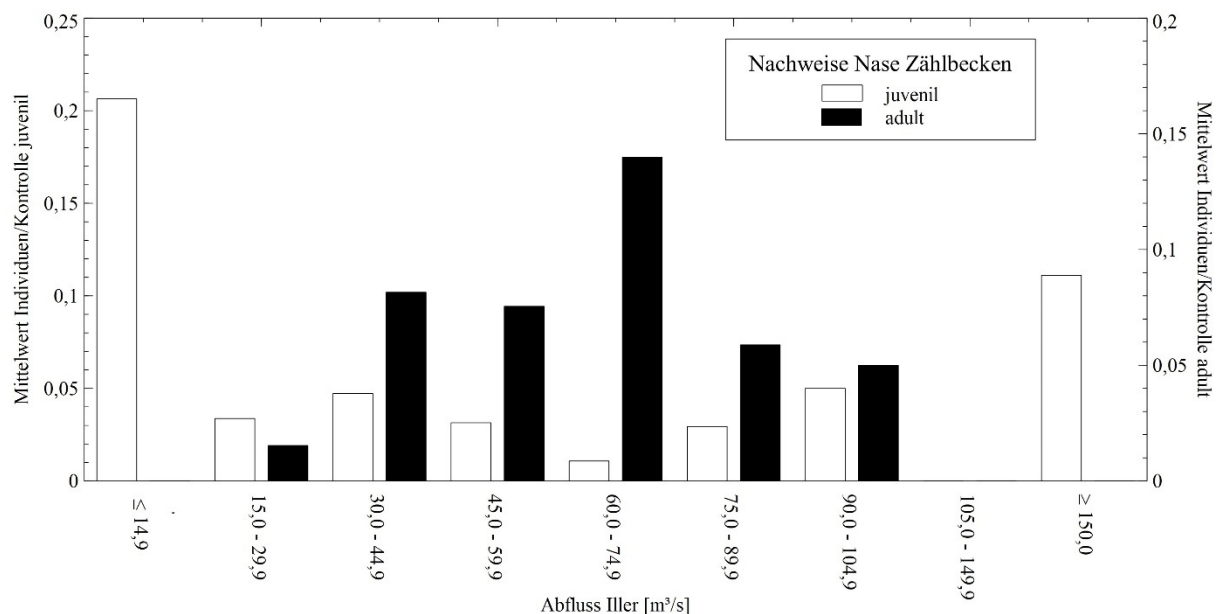


Abbildung 219: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Nasen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

In Abhängigkeit vom **Abfluss** wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen juveniler Nasen in den Zählbecken bei Abflüssen unter $14,9 \text{ m}^3/\text{s}$ und über $150,0 \text{ m}^3/\text{s}$ dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,21 bzw. 0,11 Individuen/Kontrolle). Bei Abflüssen zwischen $15,0$ und $104,9 \text{ m}^3/\text{s}$ wurden niedrige mittlere Individuenzahlen nachgewiesen. (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,011 bis 0,050 Individuen/Kontrolle). Bei Abflüssen von $105,0$ bis $149,9 \text{ m}^3/\text{s}$ wurden keine juvenilen Nasen dokumentiert (Abb. 219).

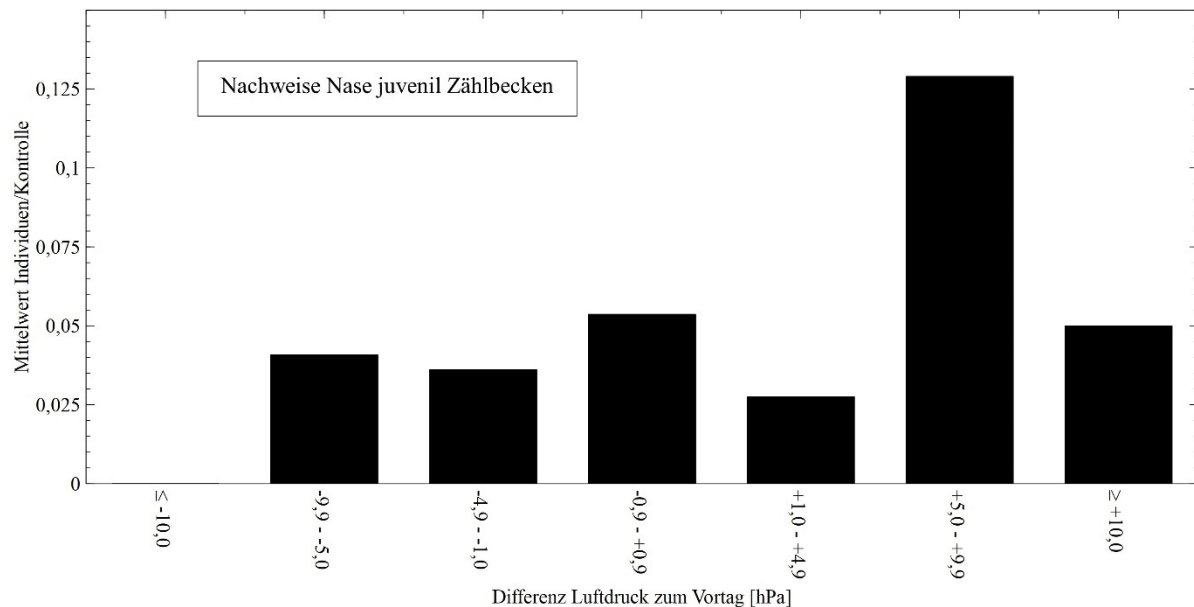


Abbildung 220: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Nasen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.

Bei **Änderungen des Luftdrucks** mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag von $+5,0$ bis $+9,9 \text{ hPa}$ wurde die höchste mittlere Individuenzahl von juvenilen Nasen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,13 Individuen/Kontrolle). Bei einem stark fallenden Luftdruck mit Differenzen zum Tagesmittelwert des Vortags unter $-10,0 \text{ hPa}$ wurden keine juvenilen Nasen in den Zählbecken nachgewiesen (Abb. 220).

Generalisiertes Lineares Modell Nase adult

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-1.0758	-0.4520	-0.2642	-0.1198	6.6787	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-3.5470	0.3225	-10.999	< 2e-16	***
SAF	1.0185	0.2817	3.616	0.000299	***
SDifAF	-0.5970	0.2338	-2.553	0.010668	*
SSchweb	-4.0004	1.2197	-3.280	0.001038	**
STaLa	-0.8053	0.2752	-2.926	0.003433	**
SGloStr	0.9179	0.1879	4.885	1.04e-06	***
SDifTemp	-0.4309	0.1607	-2.681	0.007342	**

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 221: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Nasen. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, STaLa = Tageslänge, SGloStr = Globalstrahlung, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Der Abfluss und die Globalstrahlung zeigen im GLM einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen adulten Nasen, der Schwebstoffgehalt, die Tageslänge sowie die Änderung der Wassertemperatur einen hochsignifikanten ($p < 0,01$) und die Änderung des Abflusses einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 221).

Adulte Nasen wurden ausschließlich bei **Abflüssen** von 15,0 bis 104,9 m³/s in den Zählbecken nachgewiesen. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei Abflüssen zwischen 60,0 und 74,9 m³/s dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,14 Individuen/Kontrolle; Abb. 219).

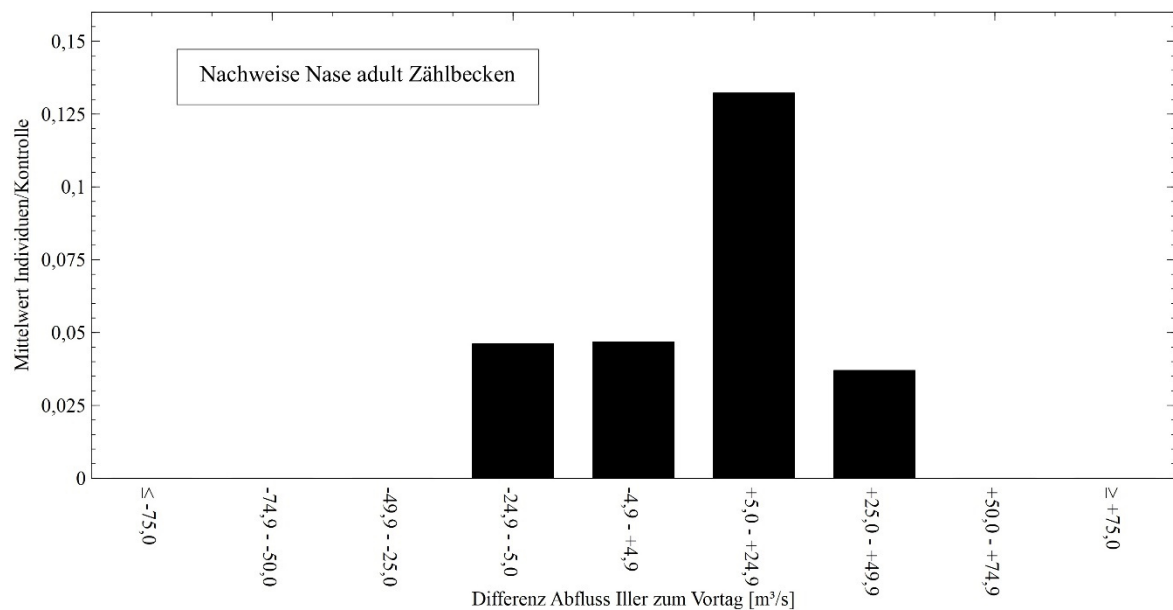


Abbildung 222: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Nasen, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.

Adulte Nasen wurden ausschließlich bei **Differenzen des Abflusses** der Iller zum Vortag von -24,9 bis +49,9 m³/s in den Zählbecken dokumentiert, mit einem Maximum bei steigenden Abflüssen mit Differenzen zum Vortag von +5,0 bis +24,9 m³/s (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,037 bis 0,13 Individuen/Kontrolle; Abb. 222).

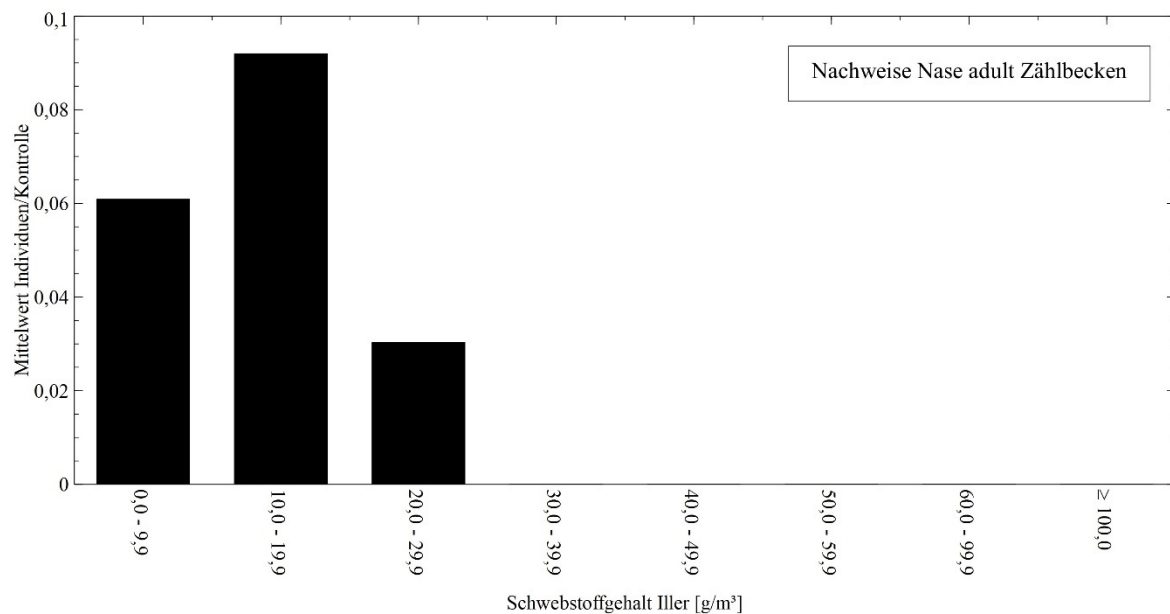


Abbildung 223: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Nasen, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.

Adulte Nasen wurden ausschließlich bei einem **Schwebstoffgehalt** zwischen 0,0 und 29,9 g/m³ in den Zählbecken nachgewiesen, mit einem Maximum bei Konzentrationen zwischen 10,0 und 19,9 g/m³ (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,061; 0,092 bzw. 0,030 Individuen/Kontrolle; Abb. 223).

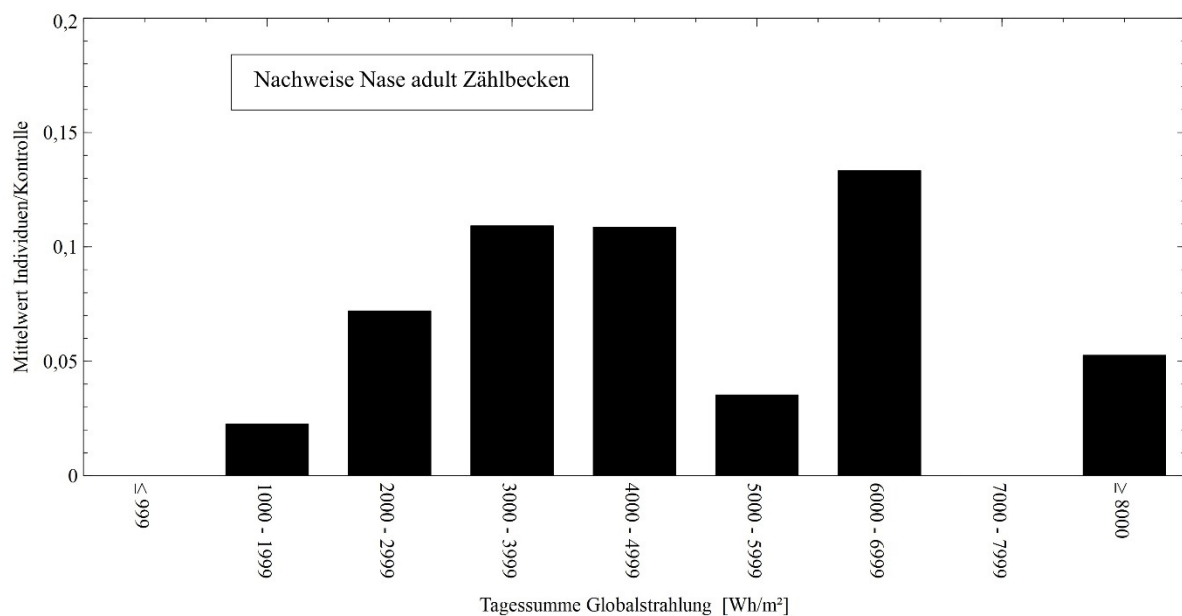


Abbildung 224: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Nasen, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Die mittleren Individuenzahlen adulter Nasen in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit von der **Globalstrahlung** eine unregelmäßige Verteilung. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei einer Tagessumme von 6.000 bis 6.999 Wh/m² dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,13 Individuen/Kontrolle). Bei Tagessummen unter 999 Wh/m² sowie zwischen 7.000 und 7.999 Wh/m² wurden keine adulten Nasen in den Zählbecken nachgewiesen (Abb. 224).

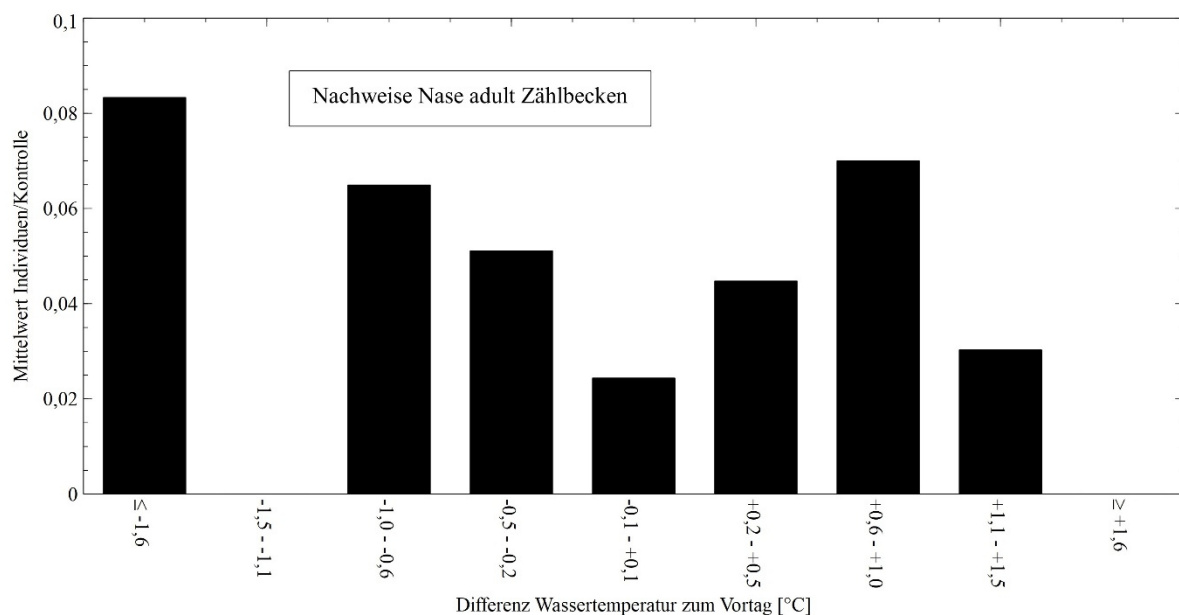


Abbildung 225: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Nasen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen von adulten Nasen in Abhängigkeit von der **Änderung der Wassertemperatur** zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Bei Differenzen der Wassertemperatur zum Vortag von -1,5 bis -1,1 °C sowie über +1,6 °C wurden keine adulten Nasen in den Zählbecken dokumentiert. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei Differenzen zum Vortag unter -1,6 °C sowie zwischen +0,6 und +1,0 °C aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,083 bzw. 0,070 Individuen/Kontrolle; Abb. 225).

5.3.13 Rotaugen

Längenverteilung

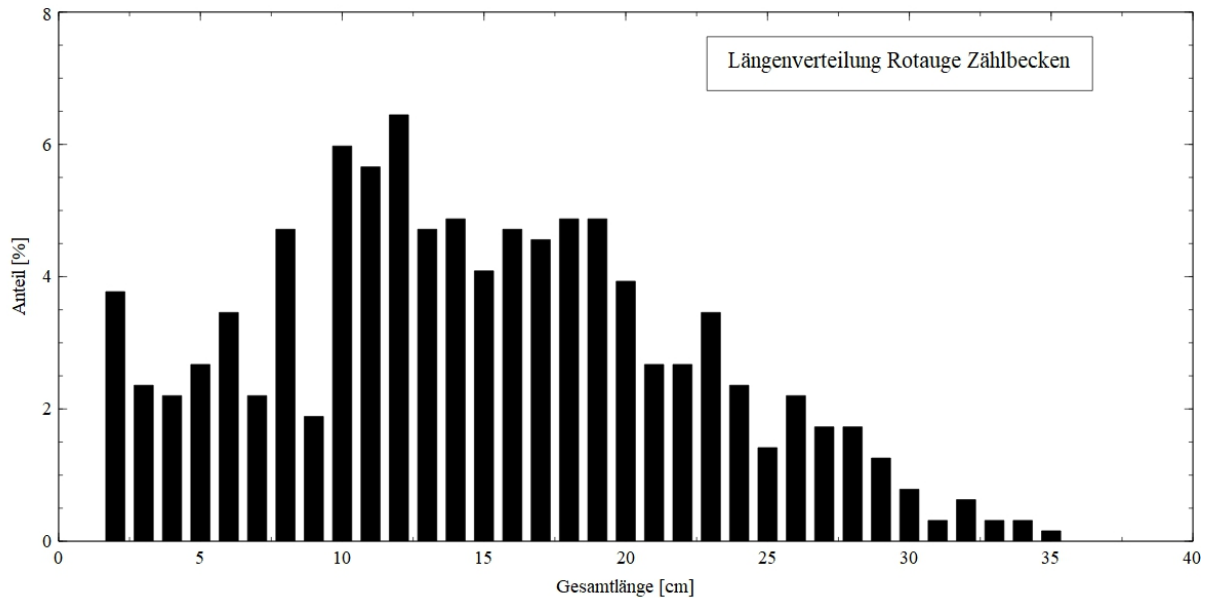


Abbildung 226: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Rotaugen. $n = 638$ Individuen.

In den Zählbecken der FWHs wurden Rotaugen in allen Größenklassen mit Gesamtlängen zwischen 2 und 35 cm nachgewiesen. Die höchsten Anteile hatten Individuen mit Gesamtlängen zwischen 10 und 12 cm (6,0 %; 5,7 % bzw. bis 6,4 %). Ab einer Gesamtlänge von 19 cm ist mit steigender Gesamtlänge eine deutlich abnehmende Tendenz der Anteile von Individuen mit der jeweiligen Gesamtlänge erkennbar (Abb. 226). Von den 638 in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen wurden 263 Individuen der Altersklasse juvenil zugeordnet und 375 Individuen der Altersklasse adult.

Wassertemperatur

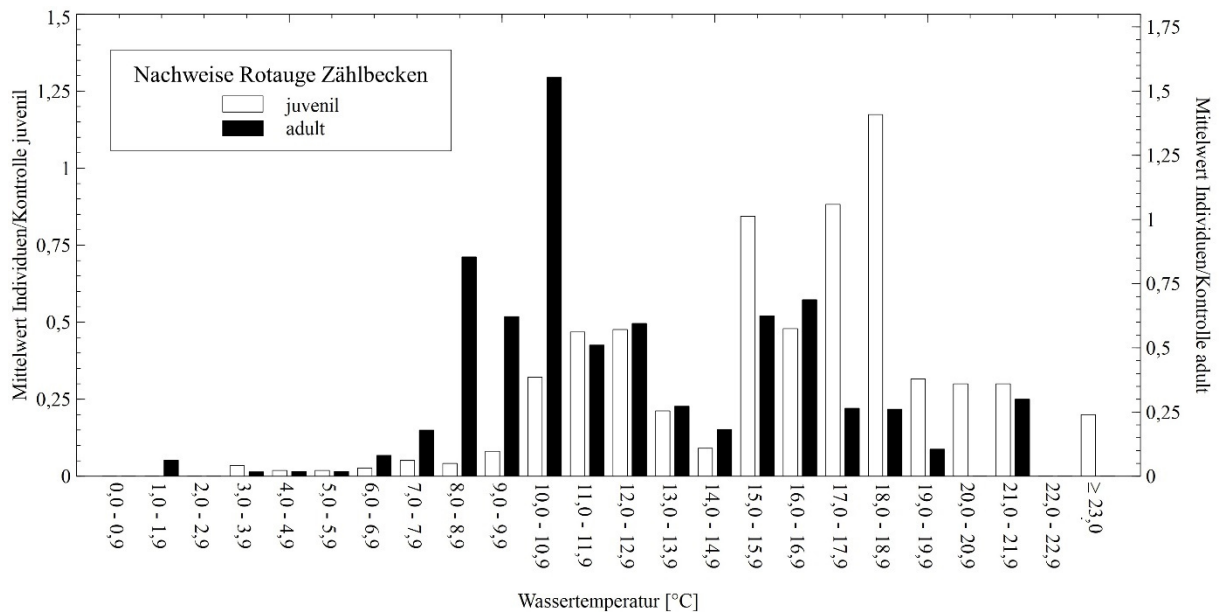


Abbildung 227: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Rotaugen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Adulte Rotaugen wurden ab einer Wassertemperatur von 1,0 bis 1,9 °C in den Zählbecken nachgewiesen, ab Wassertemperaturen über 22,0 °C wurden keine adulten Rotaugen mehr in den Zählbecken dokumentiert. Am zahlreichsten wurden adulte Rotaugen bei Wassertemperaturen zwischen 10,0 und 10,9 °C in den Zählbecken aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,6 Individuen/Kontrolle). Juvenile Rotaugen wurden ab Wassertemperaturen über 3,0 bis 3,9 °C in den Zählbecken nachgewiesen sowie auch bei Wassertemperaturen über 23,0 °C (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,034 bzw. 0,20 Individuen/Kontrolle). Die höchsten mittleren Individuenzahlen juveniler Rotaugen wurden bei Wassertemperaturen zwischen 15,0 und 18,9 °C in den Zählbecken dokumentiert, mit einem Maximum bei 18,0 bis 18,9 °C (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,48 bis 1,2 Individuen/Kontrolle; Abb. 227).

Tageslänge

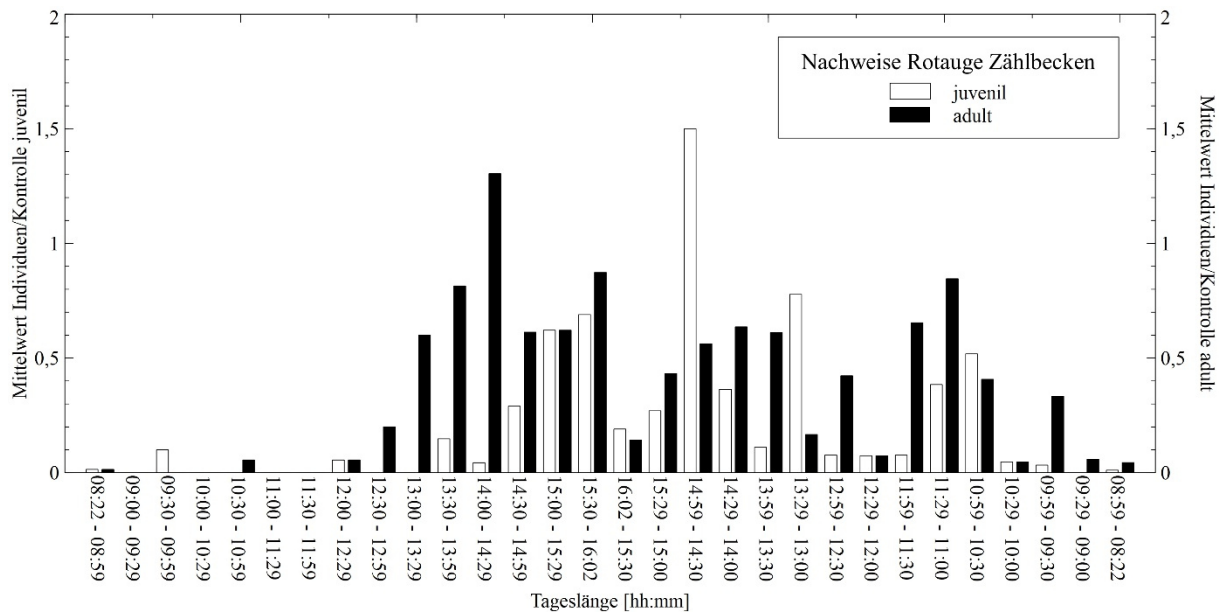


Abbildung 228: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Rotaugen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Sowohl adulte als auch juvenile Rotaugen wurden bei zunehmenden Tageslängen von 08:22 bis 12:00 Stunden nicht oder nur in geringen mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen. Ab einer zunehmenden Tageslänge von 13:30 bis 13:59 Stunden wurden beide Altersklassen bei nahezu allen Klassen der Tageslänge in den Zählbecken dokumentiert. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde dabei bei adulten Individuen bei zunehmenden Tageslängen von 14:00 bis 14:29 Stunden und bei juvenilen bei abnehmenden Tageslängen von 14:59 bis 14:30 Stunden aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,3 bzw. 1,5 Individuen/Kontrolle; Abb. 228).

Generalisiertes Lineares Modell Rotaugen juvenil

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-1.8580	-0.8654	-0.5158	-0.3118	9.3499	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-1.61415	0.10857	-14.867	< 2e-16	***
SAF	0.35510	0.05983	5.935	2.94e-09	***
SGloStr	0.38675	0.09338	4.142	3.45e-05	***
SDifLD	0.19535	0.09472	2.062	0.0392	*
STemp	0.65361	0.09539	6.852	7.30e-12	***

Signif. codes:	0	'***'	0.001	'**'	0.01
	'*'	0.05	'.'	0.1	' '
					1

Abbildung 229: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Rotaugen. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SGloStr = Globalstrahlung, SDifLD = Differenz des Luftdrucks zum Vortag, STemp = Wassertemperatur. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Im GLM zeigen der Abfluss, die Globalstrahlung und die Wassertemperatur einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen juvenilen Rotaugen, die Änderung des Luftdrucks einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 229).

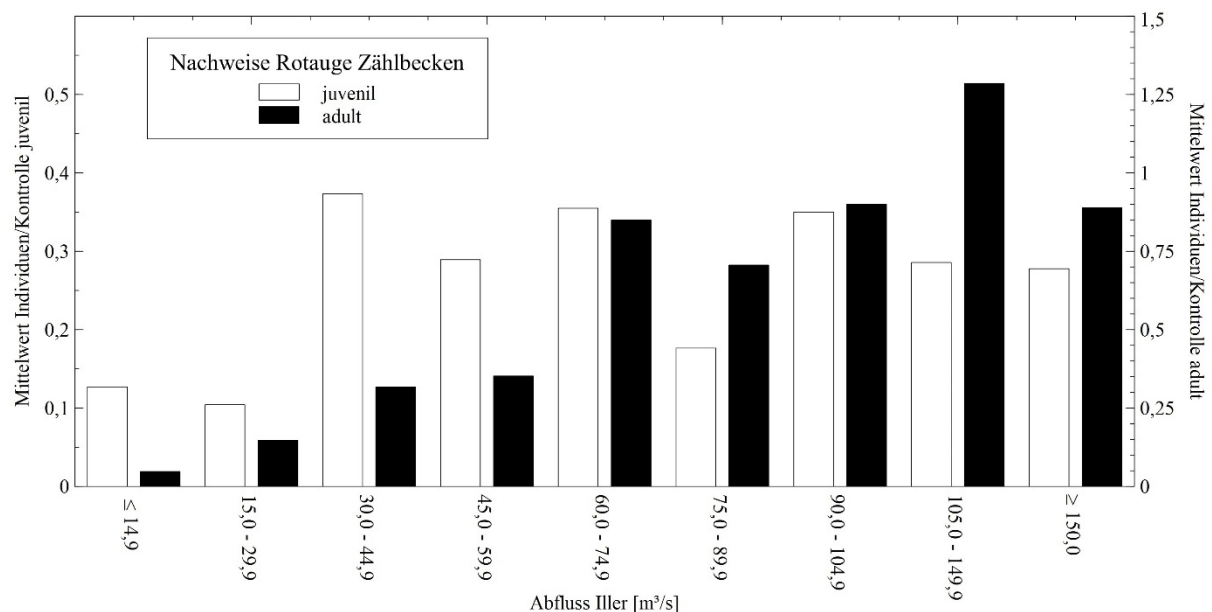


Abbildung 230: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Rotaugen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

Die mittleren Individuenzahlen juveniler Rotaugen zeigen in Abhängigkeit vom **Abfluss** eine unregelmäßige Verteilung. Bei Abflüssen von 30,0 bis 74,9 m³/s und 90,0 bis über 150,0 m³/s wurden wenig schwankende, hohe mittlere Individuenzahlen nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,28 bis 0,37 Individuen/Kontrolle). Bei Abflüssen unter 29,9 m³/s sowie zwischen 75,0 und 89,9 m³/s wurden niedrigere mittlere Individuenzahlen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,13; 0,10 bzw. 0,18 Individuen/Kontrolle; Abb. 230).

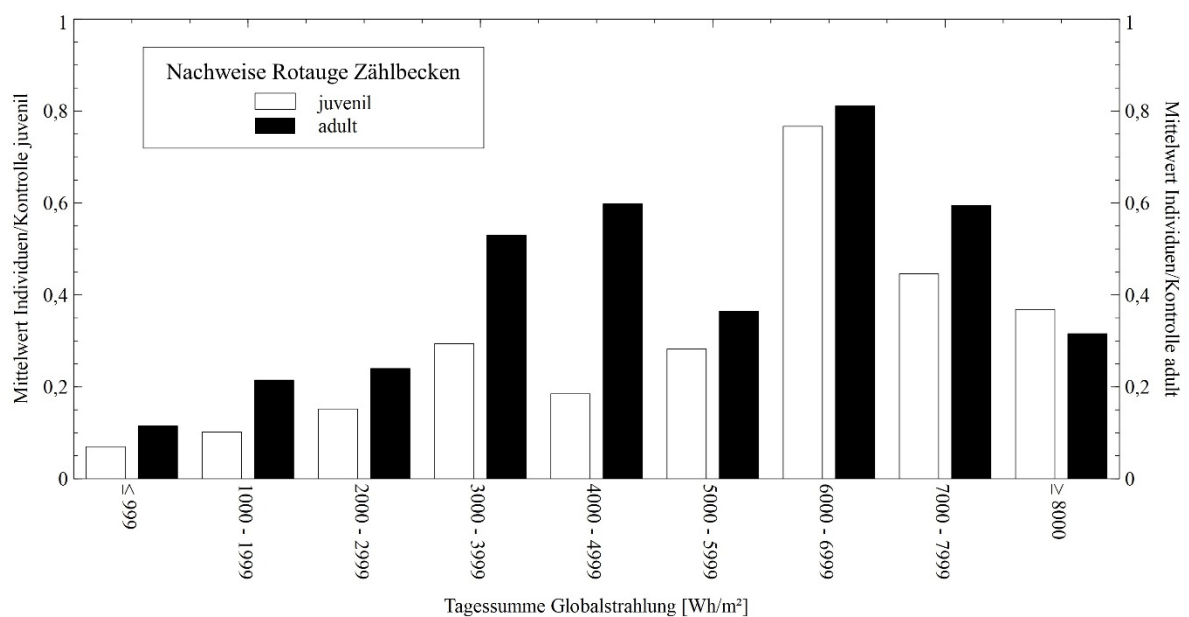


Abbildung 231: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Rotaugen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Die mittleren Individuenzahlen von juvenilen Rotaugen in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit von der **Globalstrahlung** eine eingipflige Verteilung um ein Maximum bei Tagessummen von 6.000 bis 6.999 Wh/m² (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,77 Individuen/Kontrolle; Abb. 231).

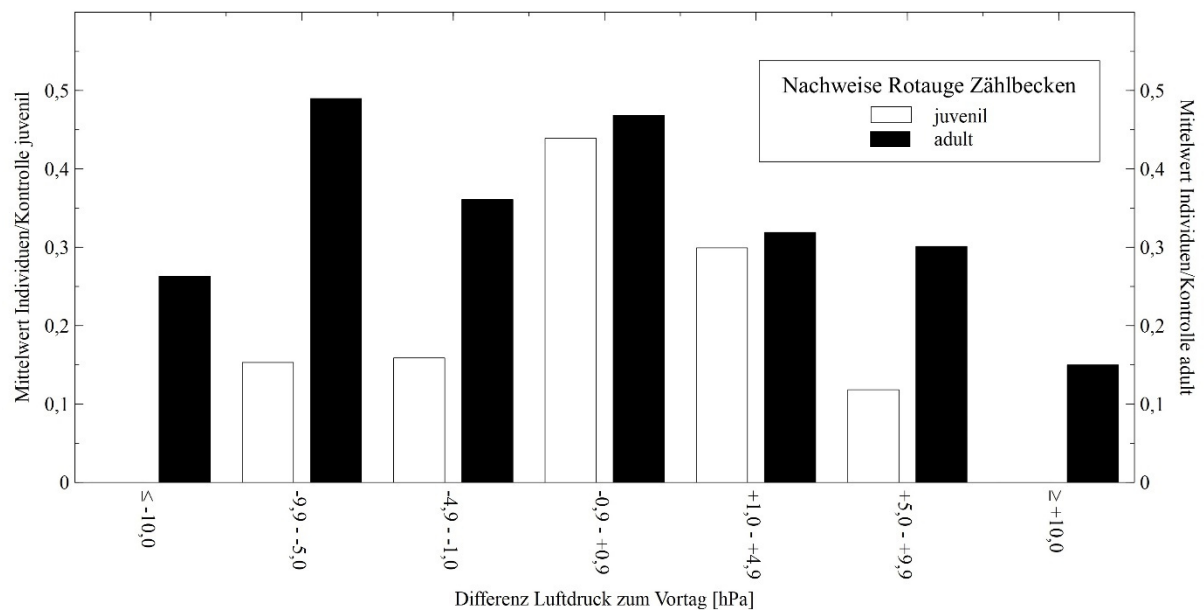


Abbildung 232: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Rotaugen, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.

In Abhängigkeit von der **Änderung des Luftdrucks** zeigen die mittleren Individuenzahlen von juvenilen Rotaugen in den Zählbecken eine eingipflige Verteilung um ein Maximum bei Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag von -0,9 bis +0,9 hPa (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,44 Individuen/Kontrolle). Bei stark fallenden und steigenden Luftdrücken mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag unter -10,0 hPa und über +10,0 hPa wurden keine juvenilen Rotaugen in den Zählbecken nachgewiesen (Abb. 232).

Generalisiertes Lineares Modell Rotaugen adult

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-1.6851	-0.7744	-0.5532	-0.3142	5.6227	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-1.55751	0.10051	-15.496	< 2e-16	***
SAF	0.81246	0.11985	6.779	1.21e-11	***
SDifAF	-0.46150	0.09071	-5.088	3.63e-07	***
SSchweb	-0.51880	0.15811	-3.281	0.001033	**
STaLa	0.38877	0.11533	3.371	0.000749	***
SWindG	0.25085	0.08256	3.038	0.002379	**
SGloStr	0.71293	0.08727	8.169	3.11e-16	***
SLD	0.29002	0.10454	2.774	0.005533	**
SDifLD	-0.38698	0.09786	-3.954	7.67e-05	***
SDifTemp	-0.15835	0.07043	-2.249	0.024543	*

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 233: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Rotaugen. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, STaLa = Tageslänge, SWindG = Windgeschwindigkeit, SGloStr = Globalstrahlung, SLD = Luftdruck, SDifLD = Differenz des Luftdrucks zum Vortag, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Der Abfluss, die Änderung des Abflusses, die Tageslänge, die Globalstrahlung und die Änderung des Luftdrucks zeigen im GLM einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen adulten Rotaugen, der Schwebstoffgehalt, die Windgeschwindigkeit und der Luftdruck einen hochsignifikanten ($p < 0,01$) und die Änderung der Wassertemperatur einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 233).

In Abhängigkeit vom **Abfluss** wurde die höchste mittlere Individuenzahl adulter Rotaugen in den Zählbecken bei hohen Abflüssen zwischen 105,0 und 149,9 m³/s nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,3 Individuen/Kontrolle). Mit höher oder niedriger werdenden Abflüssen nahmen die mittleren Individuenzahlen nahezu beständig ab (Abb. 230).

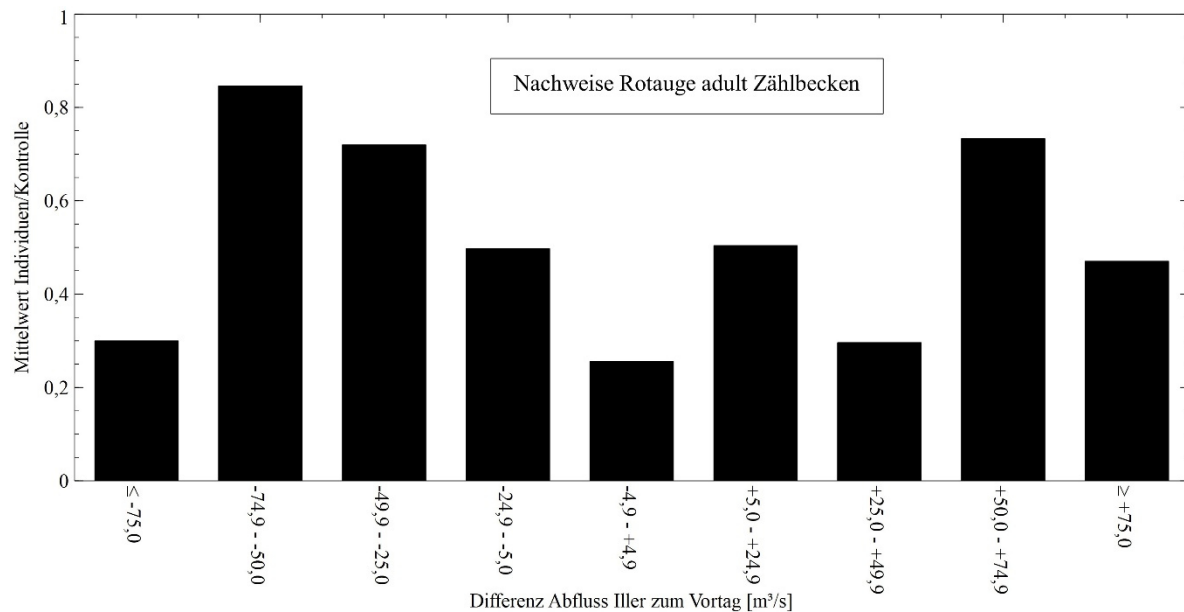


Abbildung 234: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Rotaugen, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.

Die höchsten mittleren Individuenzahlen von adulten Rotaugen in Abhängigkeit von der **Änderung des Abflusses** der Iller wurden bei stark ab- und zunehmenden Abflüssen mit Differenzen des Abflusses zum Vortag von -74,9 bis -50,0 m³/s und +50,0 bis +74,9 m³/s nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,85 bzw. 0,73 Individuen/Kontrolle). Bei weniger oder stärker zu- oder abnehmenden Abflüssen wurden niedrigere mittlere Individuenzahlen dokumentiert, das Minimum der mittleren Individuenzahlen wurde bei einer Differenz des Abflusses zum Vortag von -4,9 bis +4,9 m³/s aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,26 Individuen/Kontrolle; Abb. 234).

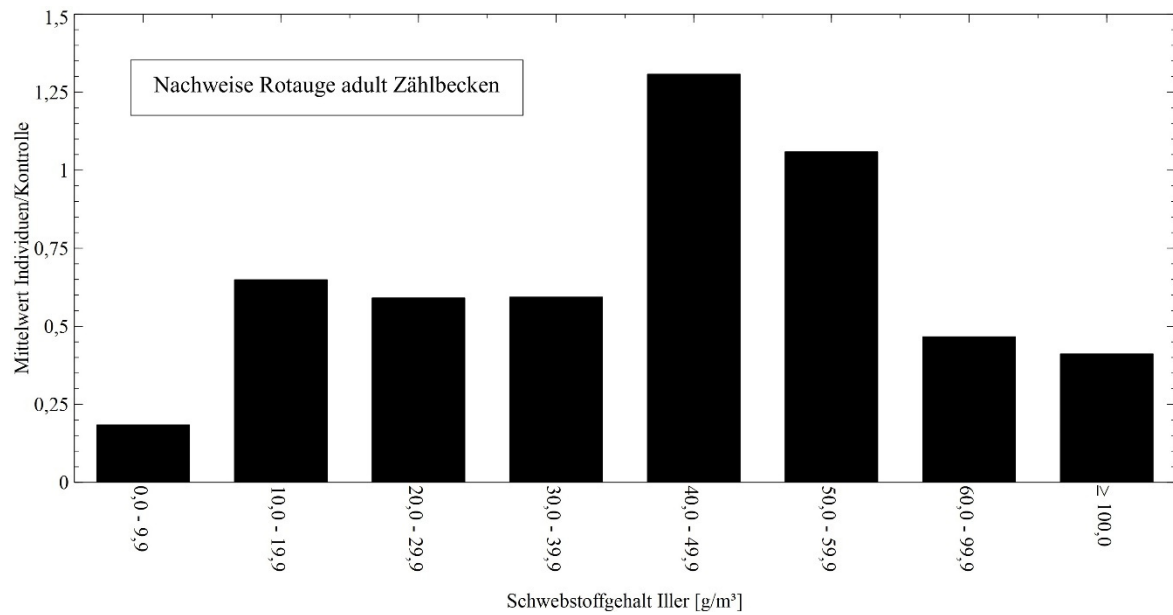


Abbildung 235: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Rotaugen, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.

Die höchsten mittleren Individuenzahlen adulter Rotaugen in den Zählbecken wurden bei einem **Schwebstoffgehalt** von 40,0 bis 49,9 g/m³ und 50,0 bis 59,9 g/m³ aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,3 bzw. 1,1 Individuen/Kontrolle). Mit einem höheren oder niedrigeren Schwebstoffgehalt nahmen die mittleren Individuenzahlen ab (Abb. 235).

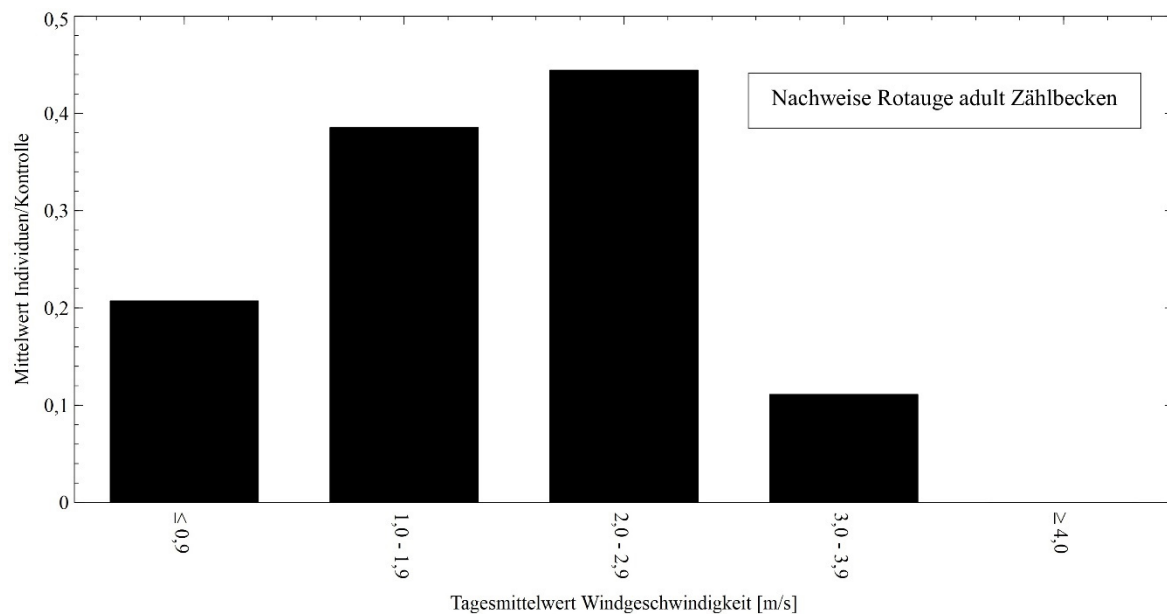


Abbildung 236: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Rotaugen, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit.

Bis zu **Windgeschwindigkeiten** mit Tagesmittelwerten von 2,0 bis 2,9 m/s wurden mit höheren Tagesmittelwerten höhere mittlere Individuenzahlen von adulten Rotaugen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,21; 0,39 bzw. 0,44 Individuen/Kontrolle). Bei Tagesmittelwerten der Windgeschwindigkeit von 3,0 bis 3,9 m/s wurde wieder eine niedrigere mittlere Individuenzahl aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,11 Individuen/Kontrolle). Bei Tagesmittelwerten über 4,0 m/s wurden keine adulten Rotaugen in den Zählbecken nachgewiesen (Abb. 236).

Bis zu einer Tagessumme der **Globalstrahlung** von 6.000 bis 6.999 Wh/m² (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,81 Individuen/Kontrolle) wurde mit steigenden Tagessummen eine positive Tendenz der mittleren Individuenzahlen adulter Rotaugen in den Zählbecken aufgezeigt. Mit weiter steigenden Tagessummen von 7.000 bis 7.999 Wh/m² und über 8.000 Wh/m² wurden wieder sinkende mittlere Individuenzahlen dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,59 bzw. 0,31 Individuen/Kontrolle; Abb. 231).

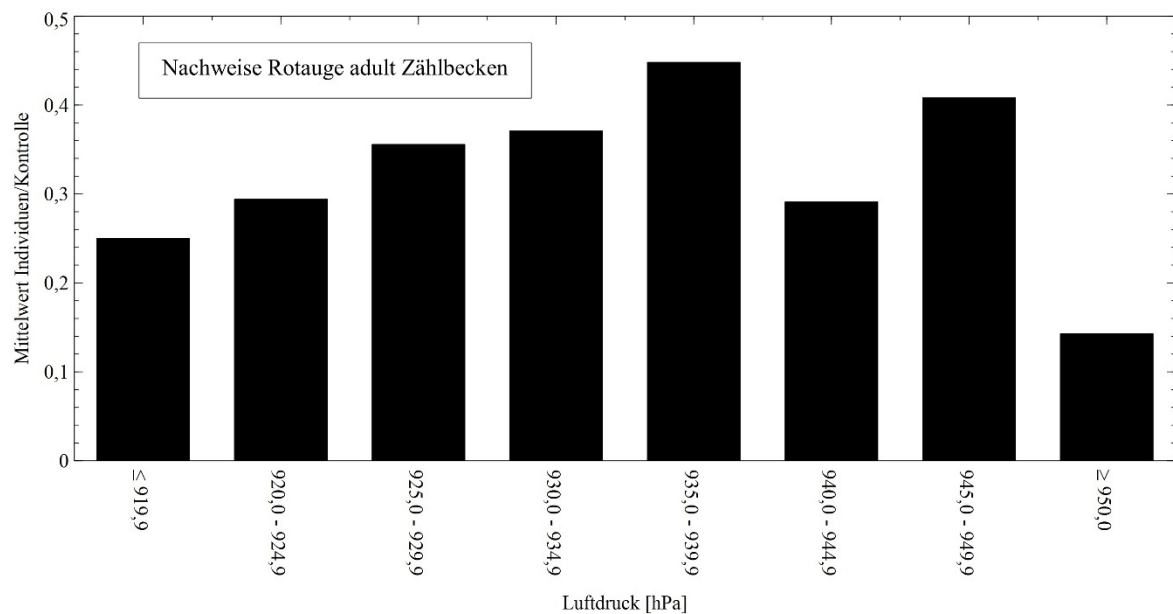


Abbildung 237: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Rotaugen, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.

In Abhängigkeit vom **Luftdruck** wurde die höchste mittlere Individuenzahl von adulten Rotaugen bei Tagesmittelwerten von 935,0 bis 939,9 hPa dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,44 Individuen/Kontrolle). Mit niedriger werdenden Tagesmittelwerten nahmen die mittleren Individuenzahlen beständig ab. Eine weitere Spitze wurde bei Tagesmittelwerten von 945,0 bis 949,0 hPa nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,41 Individuen/Kontrolle). Die niedrigste mittlere Individuenzahl wurde bei Tagesmittelwerten des Luftdrucks über 950,0 hPa aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,14 Individuen/Kontrolle; Abb. 237).

Die höchsten mittleren Individuenzahlen von adulten Rotaugen in den Zählbecken in Abhängigkeit von der **Änderung des Luftdrucks** wurden bei moderat fallenden und konstanten Luftdrücken mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag von -9,9 bis -5,0 hPa, -4,9 bis -1,0 hPa sowie -0,9 bis +0,9 hPa dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,49; 0,36 bzw. 0,47 Individuen/Kontrolle; Abb. 232).

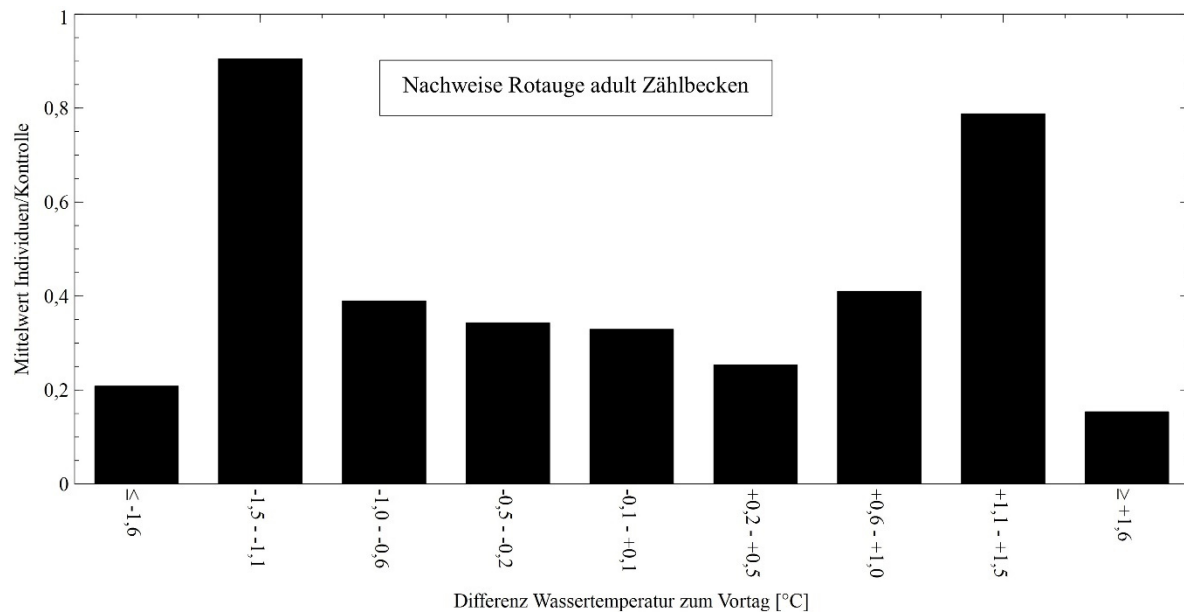


Abbildung 238: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Rotaugen, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.

Die mittleren Individuenzahlen von adulten Rotaugen in den Zählbecken zeigten bei **Differenzen der Wassertemperatur zum Vortag** von -1,5 bis -1,1 °C und +1,1 bis +1,5 °C zwei deutliche Spitzen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,90 bzw. 0,79 Individuen/Kontrolle; Abb. 238).

5.3.14 Schleie

Längenverteilung

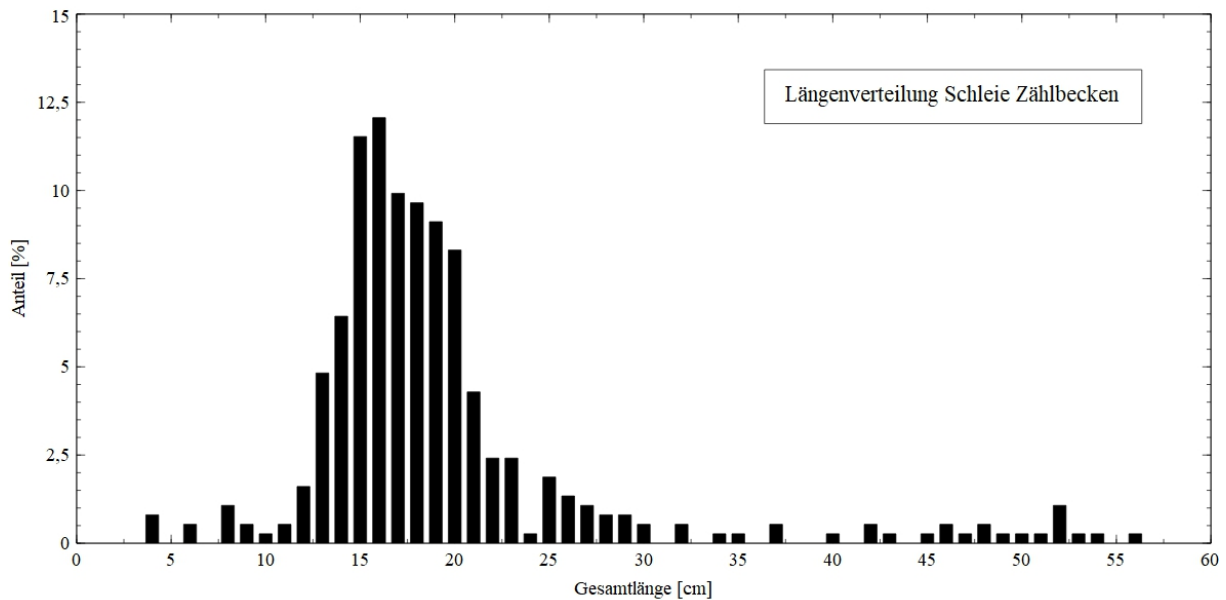


Abbildung 239: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schleien. $n = 374$ Individuen.

Die höchsten Anteile an den in den Zählbecken dokumentierten Schleien hatten juvenile Individuen mit einer Gesamtlänge zwischen 13 und 21 cm (4,3 bis 12,1 %). Es wurden auch zahlreiche adulte Individuen bis zu einer Gesamtlänge von 56 cm in den Zählbecken nachgewiesen. Somit wurden mit Gesamtlängen zwischen 4 und 56 cm alle Größenklassen der Schleie in den Zählbecken dokumentiert (Abb. 239). Von den 374 in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen wurden 313 Individuen der Altersklasse juvenil zugeordnet und 61 Individuen der Altersklasse adult.

Wassertemperatur

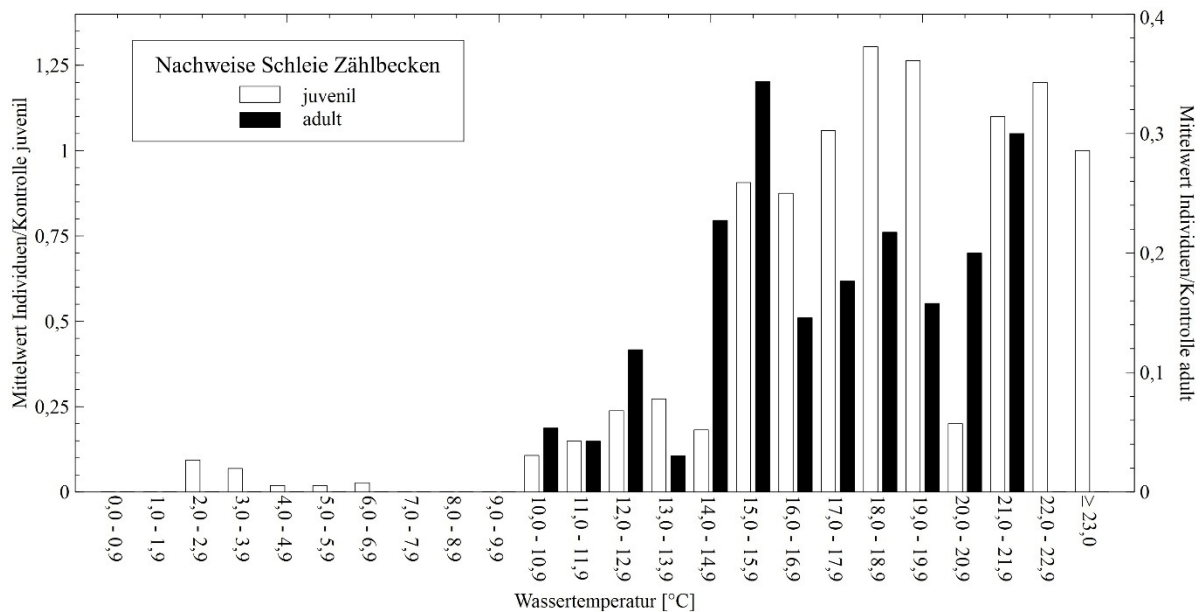


Abbildung 240: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schleien, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Adulte Schleien wurden bei Wassertemperaturen zwischen 10,0 und 21,9 °C in den Zählbecken nachgewiesen. Die höchsten Individuenzahlen wurden bei Wassertemperaturen von 15,0 bis 15,9 °C und 21,0 bis 21,9 °C dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,34 bzw. 0,30 Individuen/Kontrolle). Juvenile Schleien wurden bereits bei Wassertemperaturen von 2,0 bis 2,9 °C in den Zählbecken festgestellt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,09 Individuen/Kontrolle), in hohen mittleren Individuenzahlen jedoch erst ab Wassertemperaturen über 15,0 bis 15,9 °C (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,91 Individuen/Kontrolle). Die höchste mittlere Individuenzahl juveniler Schleien wurde bei Wassertemperaturen zwischen 18,0 und 18,9 °C nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,3 Individuen/Kontrolle). Auch bei hohen Wassertemperaturen über 23,0 °C wurden noch hohe mittlere Individuenzahlen juveniler Schleien dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,0 Individuen/Kontrolle; Abb. 240).

Tageslänge

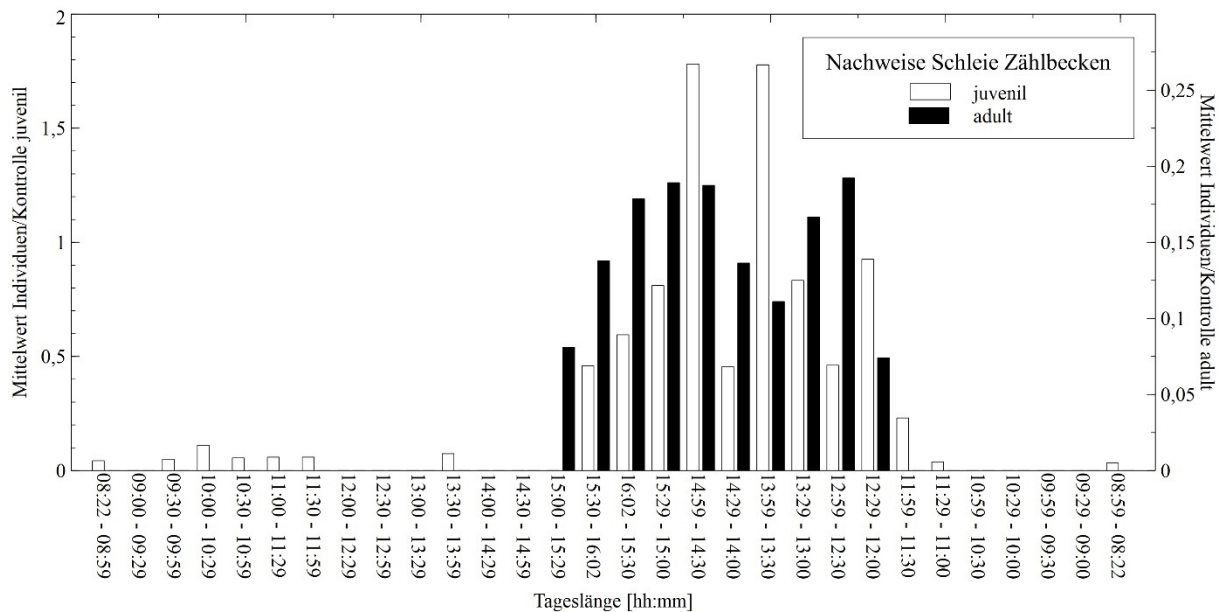


Abbildung 241: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schleien, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Adulte Schleien wurden ausschließlich bei zunehmenden Tageslängen von 15:00 bis 16:02 Stunden und abnehmenden von 16:02 bis 12:00 Stunden in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,074 bis 0,19 Individuen/Kontrolle). Juvenile Schleien wurden ähnlich wie adulte größtenteils bei zunehmenden Tageslängen von 15:30 bis 16:02 Stunden und abnehmenden von 16:02 bis 11:30 Stunden in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,45 bis 1,8 Individuen/Kontrolle). Die höchsten mittleren Individuenzahlen von juvenilen Schleien wurden bei abnehmenden Tageslängen von 14:59 bis 14:30 Stunden und 13:59 bis 13:30 Stunden aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: jeweils 1,8 Individuen/Kontrolle; Abb. 241).

Generalisiertes Lineares Modell Schleie juvenil

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-2.7167	-0.6629	-0.3702	-0.1638	4.2830	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-2.09426	0.14060	-14.895	< 2e-16	***
SAF	0.21458	0.08020	2.676	0.007459	**
SSchweb	0.10829	0.03600	3.008	0.002626	**
SLD	0.52801	0.13493	3.913	9.11e-05	***
SDifLD	-0.55839	0.12219	-4.570	4.88e-06	***
STemp	1.27746	0.08853	14.430	< 2e-16	***
SDifTemp	-0.21849	0.05822	-3.753	0.000175	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 242: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Schleien. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, SLD = Luftdruck, SDifLD = Differenz des Luftdrucks zum Vortag, STemp = Wassertemperatur, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Auf die Individuenzahlen juveniler Schleien in den Zählbecken zeigen im GLM der Luftdruck, die Änderung des Luftdrucks, die Wassertemperatur und die Änderung der Wassertemperatur einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) sowie der Abfluss und der Schwebstoffgehalt einen hochsignifikanten ($p < 0,01$; Abb. 242).

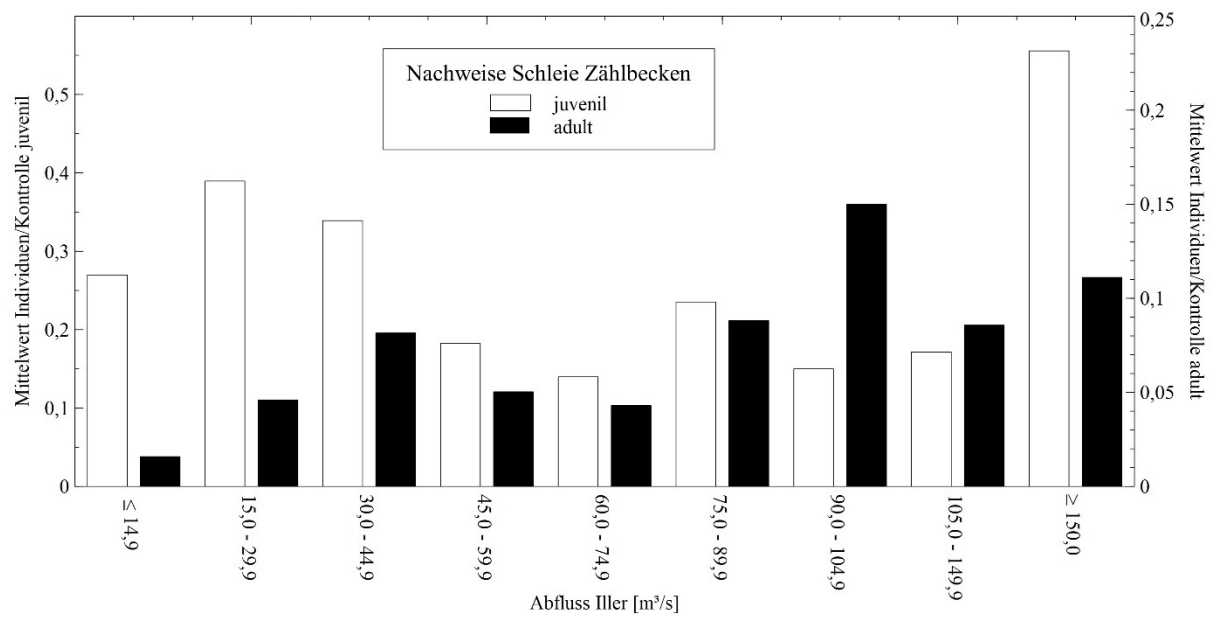


Abbildung 243: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schleien, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

Die höchsten mittleren Individuenzahlen von juvenilen Schleien wurden bei niedrigen bis mittleren **Abflüssen** von 15,0 bis 29,9 m³/s und 30,0 bis 44,9 m³/s sowie bei hohen Abflüssen über 150,0 m³/s in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,39; 0,34 bzw. 0,56 Individuen/Kontrolle; Abb. 243).

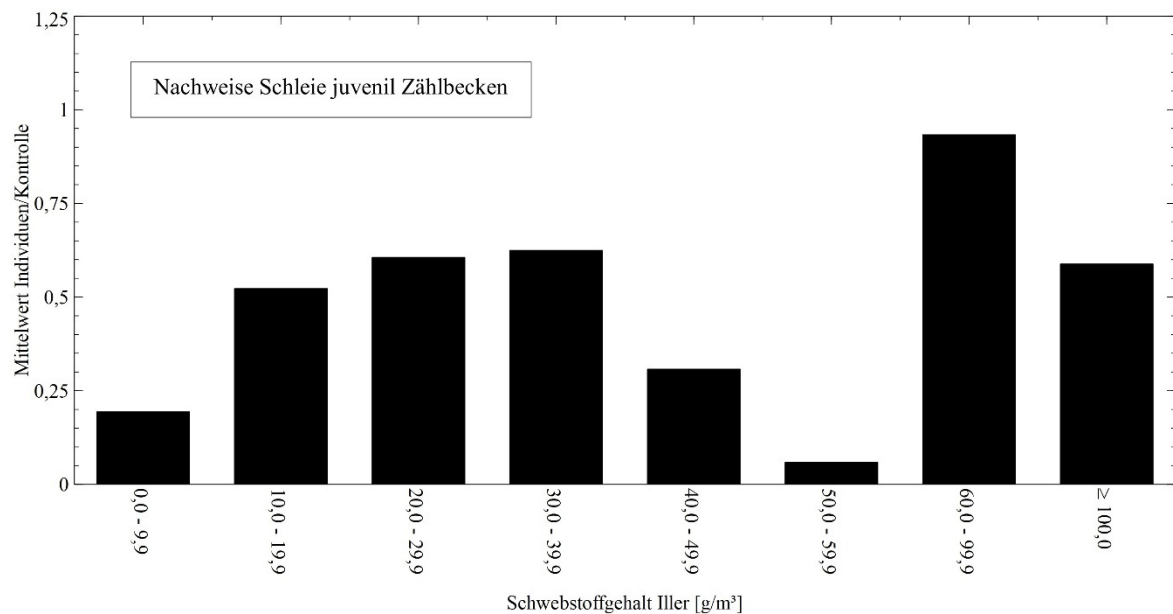


Abbildung 244: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Schleien, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.

Die mittleren Individuenzahlen von juvenilen Schleien nahmen in Abhängigkeit vom **Schwebstoffgehalt** der Iller zunächst mit höheren Schwebstoffgehalten zu und erreichten eine erste Spitze bei einer Konzentration von 30,0 bis 39,9 g/m³ (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,63 Individuen/Kontrolle). Eine zweite, deutlich ausgeprägtere Spitze der mittleren Individuenzahlen wurde bei Konzentrationen von 60,0 bis 99,9 g/m³ dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,93 Individuen/Kontrolle; Abb. 244).

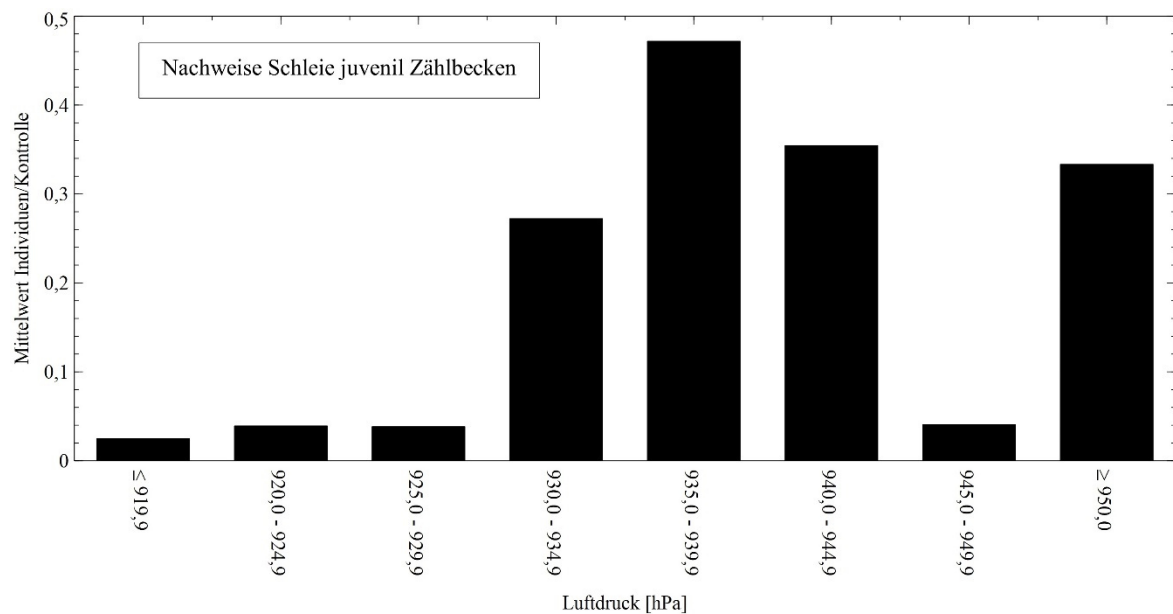


Abbildung 245: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Schleien, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.

Bei Tagesmittelwerten des **Luftdrucks** unter 929,9 hPa sowie von 945,0 bis 949,9 hPa wurden geringe mittlere Individuenzahlen von juvenilen Schleien in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,025 bis 0,041 Individuen/Kontrolle). Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei Tagesmittelwerten von 935,0 bis 939,9 hPa und von 940,0 bis 944,9 hPa aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,47 bzw. 0,35 Individuen/Kontrolle). Auch bei einem hohen Luftdruck mit Tagesmittelwerten über 950,0 hPa wurden hohe mittlere Individuenzahlen nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,33 Individuen/Kontrolle; Abb. 245).

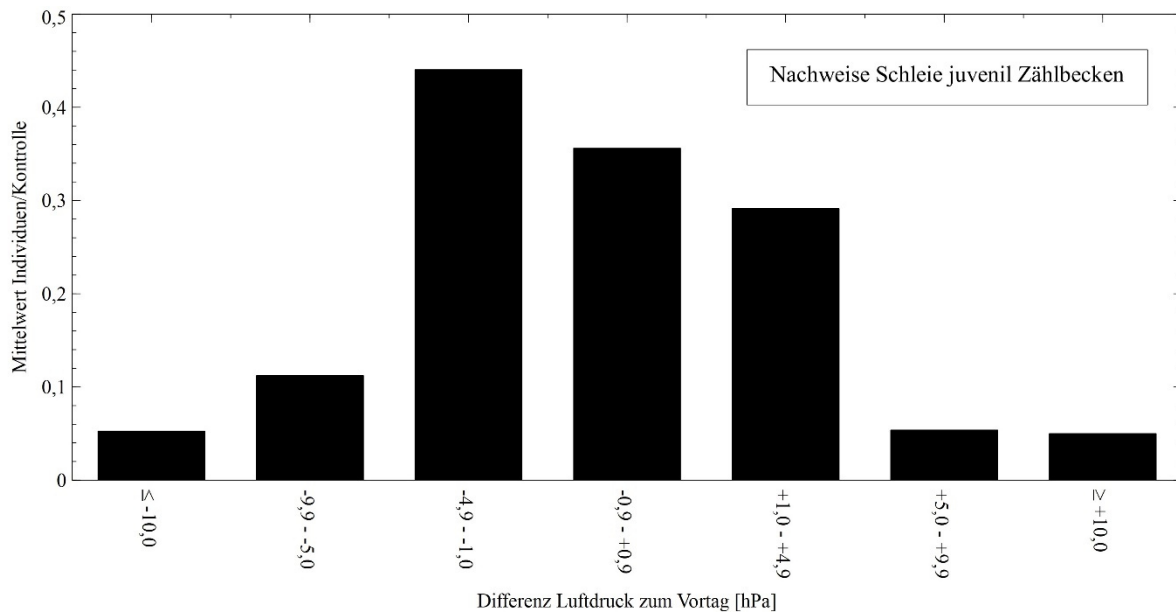


Abbildung 246: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Schleien, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.

Bei **Änderungen des Luftdrucks** mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag unter -5,0 hPa und über +5,0 hPa wurden niedrige mittlere Individuenzahlen von juvenilen Schleien in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,050 bis 0,011 Individuen/Kontrolle). Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei leicht abnehmendem Luftdruck mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag von -4,9 bis -1,0 hPa aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,44 Individuen/Kontrolle; Abb. 246).

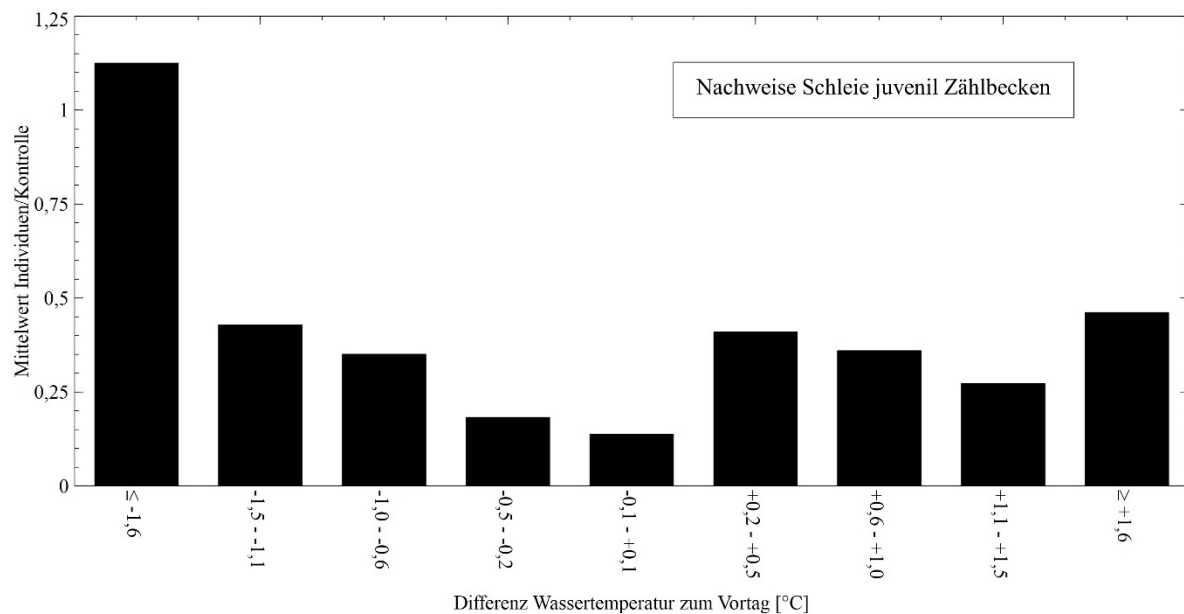


Abbildung 247: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Schleien, in Abhängigkeit von der Differenz der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag

Die höchste mittlere Individuenzahl von juvenilen Schleien in den Zählbecken wurde bei **sinkenden Wassertemperaturen** mit Differenzen zum Vortag unter $-1,6\text{ °C}$ dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,1 Individuen/Kontrolle). Mit weniger stark sinkenden Wassertemperaturen nahmen die mittleren Individuenzahlen ab, die niedrigste wurde bei einer Differenz der Wassertemperatur zum Vortag von $-0,1$ bis $+0,1\text{ °C}$ dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,14 Individuen/Kontrolle). Bei steigenden Wassertemperaturen mit Differenzen zum Vortag von $+0,2$ bis über $+1,6\text{ °C}$ wurden wieder höhere mittlere Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,27 bis 0,46 Individuen/Kontrolle; Abb. 247).

Generalisiertes Lineares Modell Schleie adult

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-0.8836	-0.4031	-0.2171	-0.1128	4.0929	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-3.6924	0.3181	-11.608	< 2e-16	***
SAF	0.4219	0.1533	2.753	0.0059	**
SGloStr	0.4569	0.2311	1.978	0.0480	*
STemp	0.9506	0.2363	4.023	5.75e-05	***

Signif. codes:	0	'***'	0.001	'**'	0.01
		'*'	0.05	'.'	0.1
		' '		' '	1

Abbildung 248: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Schleien. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SGloStr = Globalstrahlung, STemp = Wassertemperatur. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Die Wassertemperatur zeigt im GLM einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen adulten Schleien, der Abfluss einen hochsignifikanten ($p < 0,01$) und die Globalstrahlung einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 248).

Die höchste mittlere Individuenzahl adulter Schleien in den Zählbecken in Abhängigkeit vom **Abfluss** wurde bei Abflüssen über MQ von 90,0 bis 104,9 m³/s nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,15 Individuen/Kontrolle). Bei Abflüssen unter 14,9 m³/s wurde die niedrigste mittlere Individuenzahl aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,016 Individuen/Kontrolle; Abb. 243).

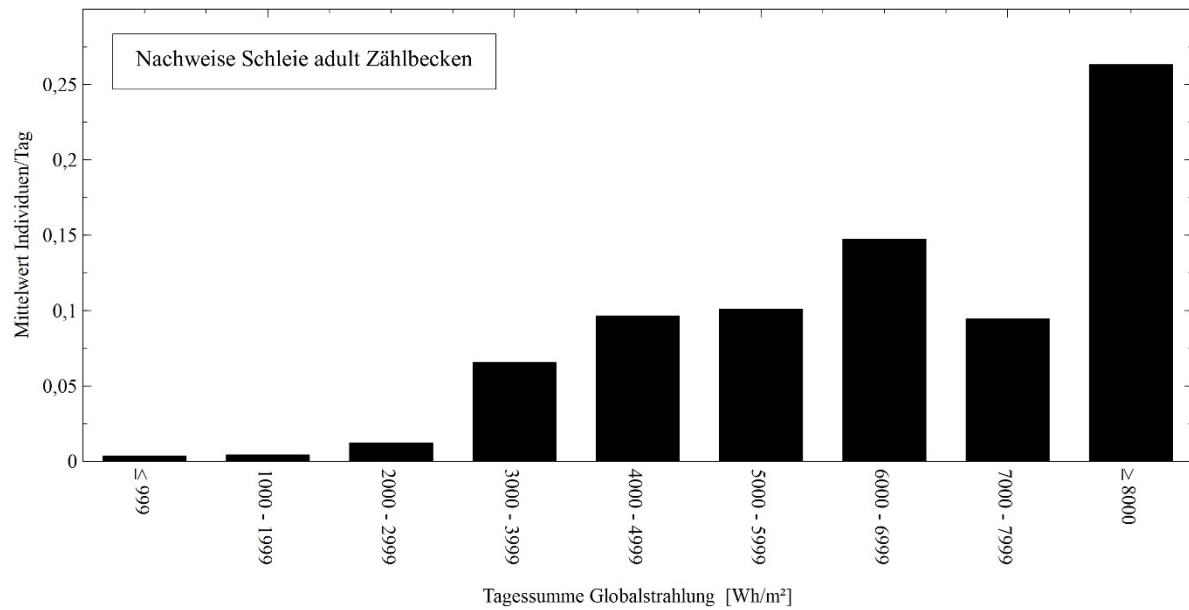


Abbildung 249: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Schleien, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Adulte Schleien wurden mit der höchsten mittleren Individuenzahl bei Tagessummen der **Globalstrahlung** über 8.000 Wh/m² in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,26 Individuen/Kontrolle). Bei Tagessummen unter 2.999 Wh/m² wurden niedrige mittlere Individuenzahlen von adulten Schleien aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,0050 bis 0,016 Individuen/Kontrolle; Abb. 249).

5.3.15 Schneider

Längenverteilung

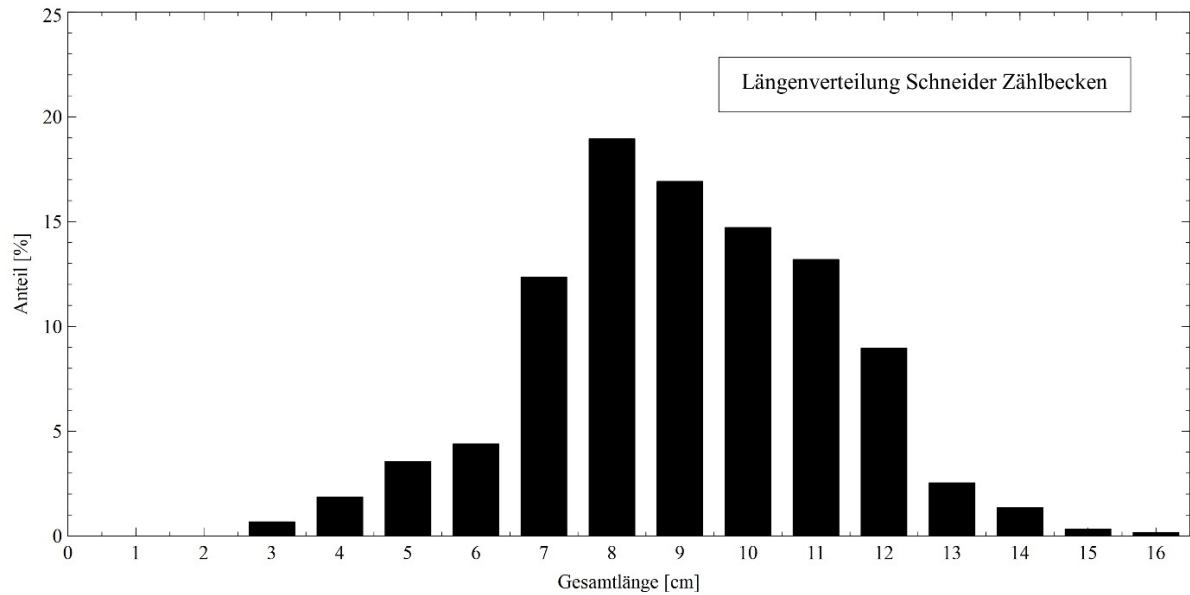


Abbildung 250: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider. $n = 592$ Individuen.

Es wurden Schneider von 3 bis 16 cm Gesamtlänge in den Zählbecken nachgewiesen, wobei Individuen mit 8 cm Gesamtlänge den höchsten Anteil bildeten (19,0 %; Abb. 250).

Wassertemperatur

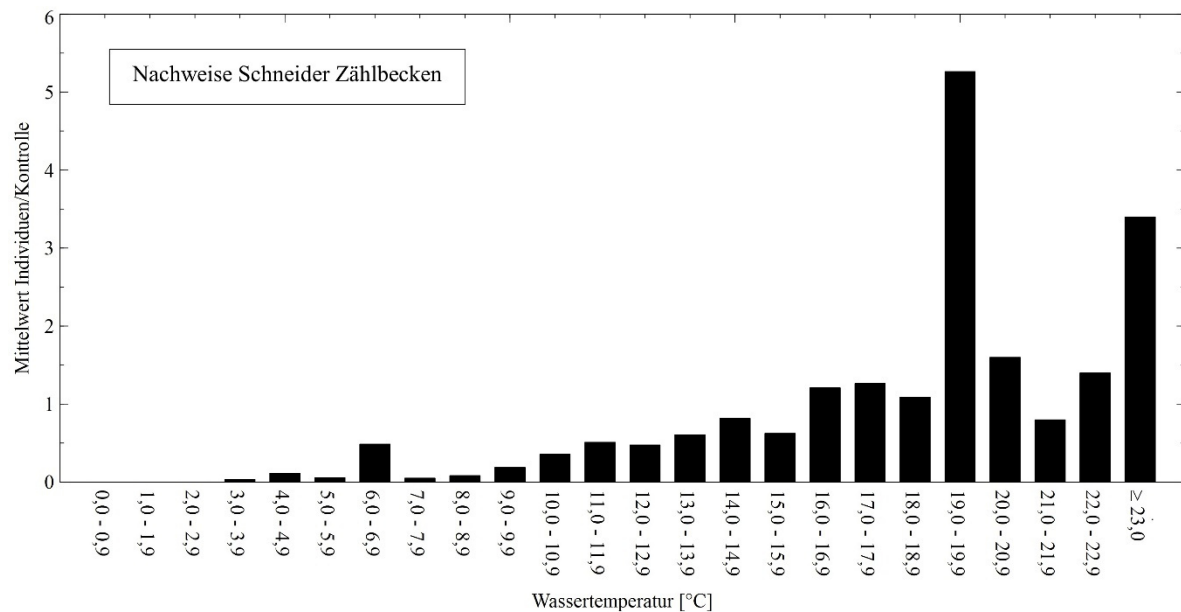


Abbildung 251: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Schneider wurden ab einer **Wassertemperatur** von 3,0 bis 3,9 °C (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,034 Individuen/Kontrolle) in zunächst geringen mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei Wassertemperaturen von 19,0 bis 19,9 °C aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,3 Individuen/Kontrolle). Bei Wassertemperaturen zwischen 20,0 und 22,9 °C wurden wieder niedrigere mittlere Individuenzahlen dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,80 bis 1,6 Individuen/Kontrolle). Eine zweite Spitze wurde bei Wassertemperaturen über 23,0 °C aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,4 Individuen/Kontrolle; Abb. 251).

Tageslänge

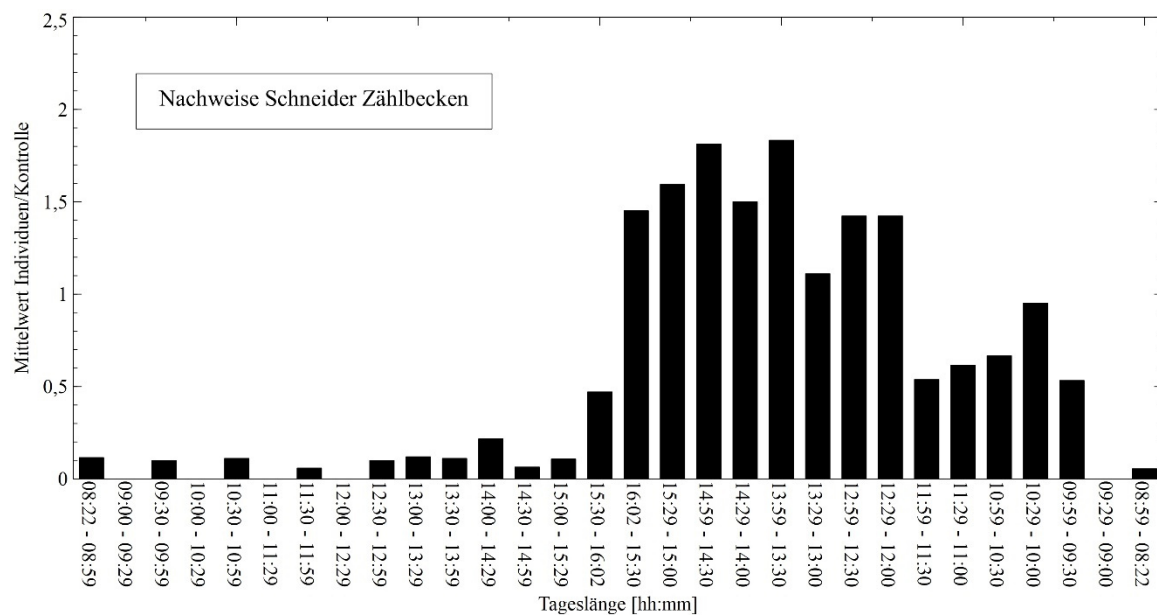


Abbildung 252: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Schneider wurden bei abnehmenden Tageslängen von 16:02 bis 12:00 Stunden in hohen mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,1 bis 1,8 Individuen/Kontrolle). Die maximalen mittleren Individuenzahlen von Schneidern wurden bei abnehmenden Tageslängen von 14:59 bis 14:30 Stunden und 13:59 bis 13:30 Stunden aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: jeweils 1,8 Individuen/Kontrolle; Abb. 252).

Generalisiertes Lineares Modell

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-2.9446	-0.8904	-0.5098	-0.1704	8.9692	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-1.78093	0.12860	-13.849	< 2e-16	***
SDifAF	-0.21240	0.08545	-2.486	0.01293	*
SSchweb	0.09828	0.03876	2.536	0.01122	*
SDifSchweb	-0.12215	0.04088	-2.988	0.00280	**
STaLa	0.73271	0.13236	5.536	3.10e-08	***
STemp	1.13228	0.07376	15.351	< 2e-16	***
SDifTemp	-0.40853	0.05525	-7.394	1.42e-13	***
SML	-0.24083	0.07388	-3.260	0.00112	**

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 253: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen des Schneiders. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, SDifSchweb = Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag, STaLa = Tageslänge, STemp = Wassertemperatur, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag, SML = Magnitude Lokalbeben in Bayern. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Im GLM zeigen die Tageslänge, die Wassertemperatur und die Änderung der Wassertemperatur einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Anzahl der in den Zählbecken dokumentierten Schneider, die Änderung des Schwebstoffgehalts und Erderschütterungen einen hochsignifikanten ($p < 0,01$) sowie die Änderung des Abflusses und der Schwebstoffgehalt einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 253).

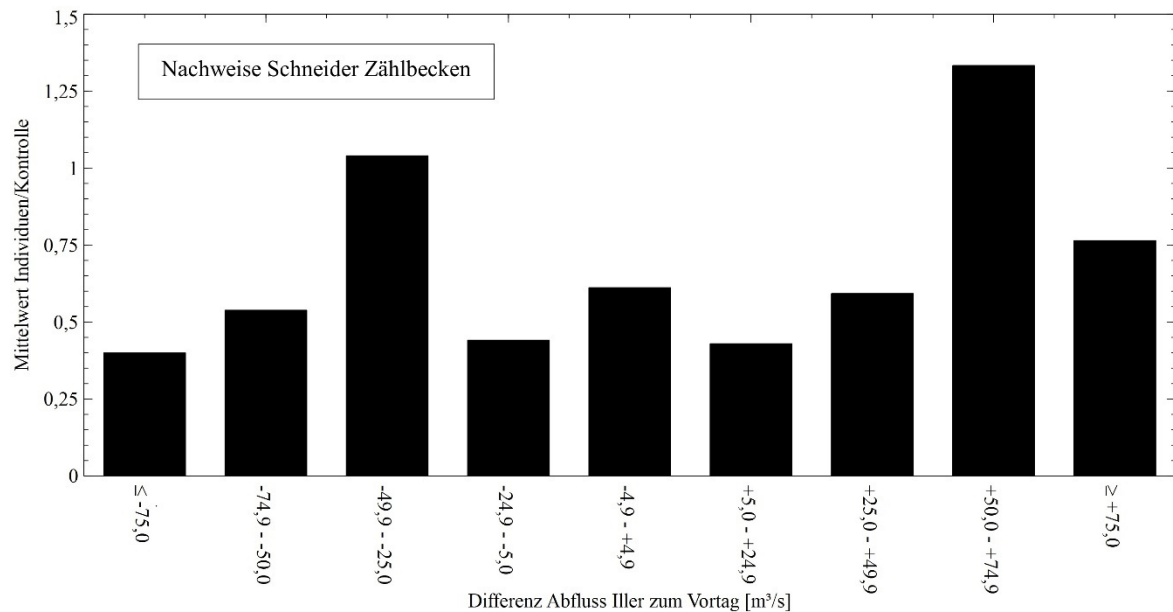


Abbildung 254: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.

In Abhängigkeit von der **Änderung des Abflusses** der Iller wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen des Schneiders in den Zählbecken bei Differenzen zum Vortag von -49,9 bis -25,0 m³/s und +50,0 bis +74,9 m³/s nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,0 bzw. 1,3 Individuen/Kontrolle; Abb. 254).

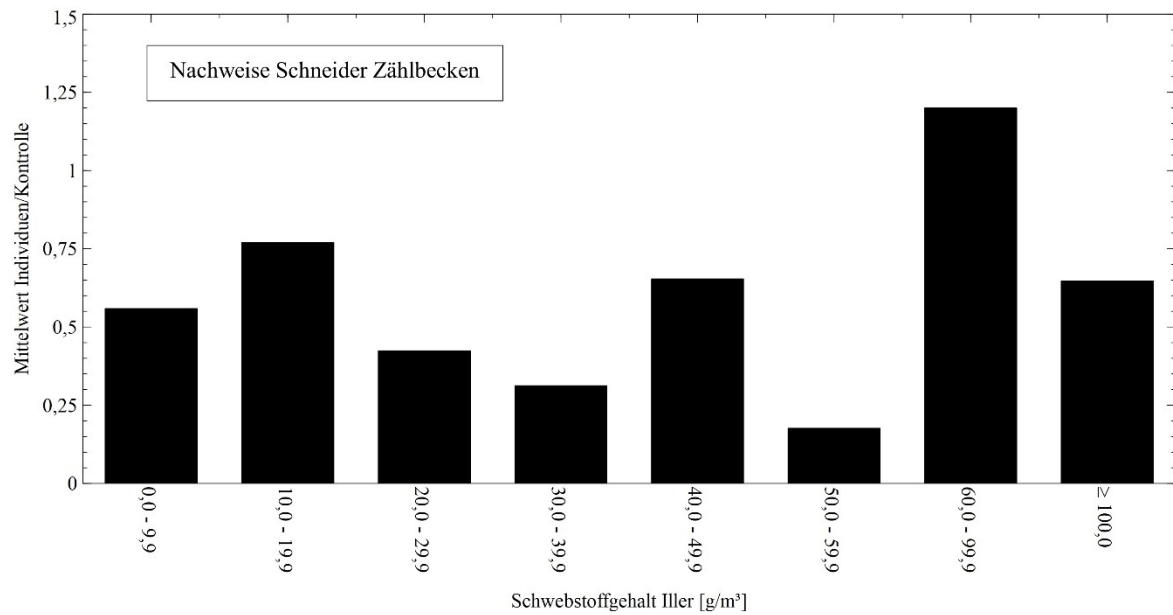


Abbildung 255: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.

Die mittleren Individuenzahlen von Schneidern in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit vom **Schwebstoffgehalt** der Iller eine unregelmäßige Verteilung mit drei Spitzen bei Konzentrationen 10,0 bis 19,9 g/m³, 40,0 bis 49,9 g/m³ und 60,0 bis 99,9 g/m³ (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,77; 0,65 bzw. 1,2 Individuen/Kontrolle; Abb. 255).

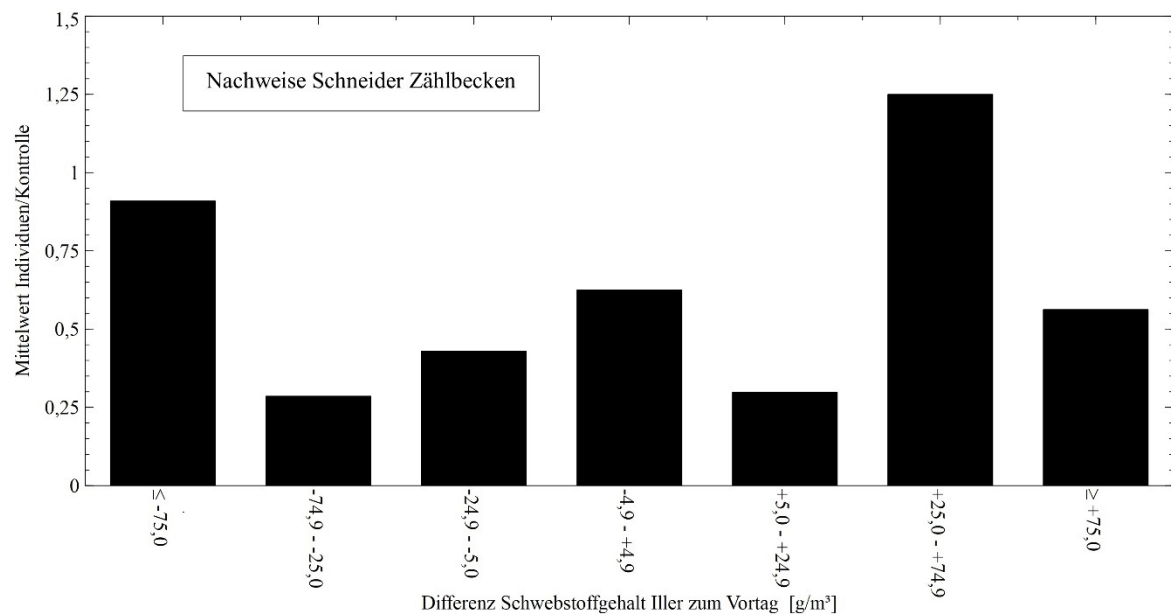


Abbildung 256: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.

Bei einem stark fallenden und moderat **steigenden Schwebstoffgehalt** der Iller mit Differenzen zum Vortag unter $-75,0 \text{ g/m}^3$ und $+25,0$ bis $+74,9 \text{ g/m}^3$ wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen von Schneidern in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,91 bzw. 1,3 Individuen/Kontrolle), wobei die mittleren Individuenzahlen eine unregelmäßige Verteilung zeigen (Abb. 256).

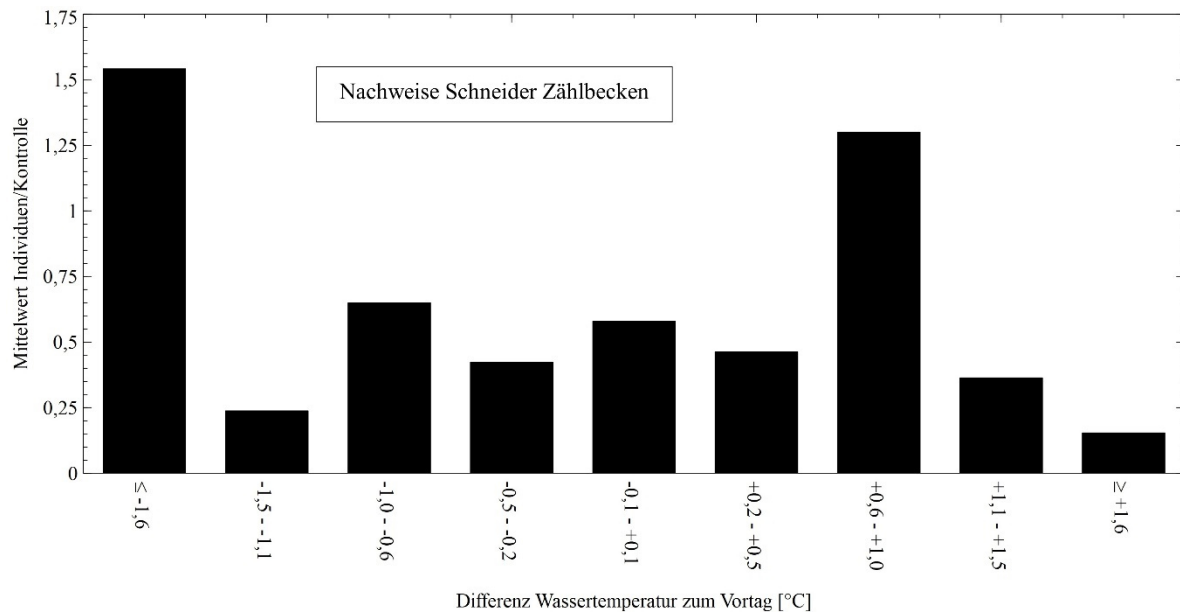


Abbildung 257: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der Differenz der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.

Bei **Differenzen der Wassertemperatur** zum Vortag unter -1,6 °C wurde die höchste mittlere Individuenzahl von Schneidern in den Zählbecken aufgezeigt. Eine zweite Spitze wurde bei steigender Wassertemperatur mit Differenzen von +0,6 bis +1,0 °C zum Vortag dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,5 bzw. 1,3 Individuen/Kontrolle; Abb. 257).

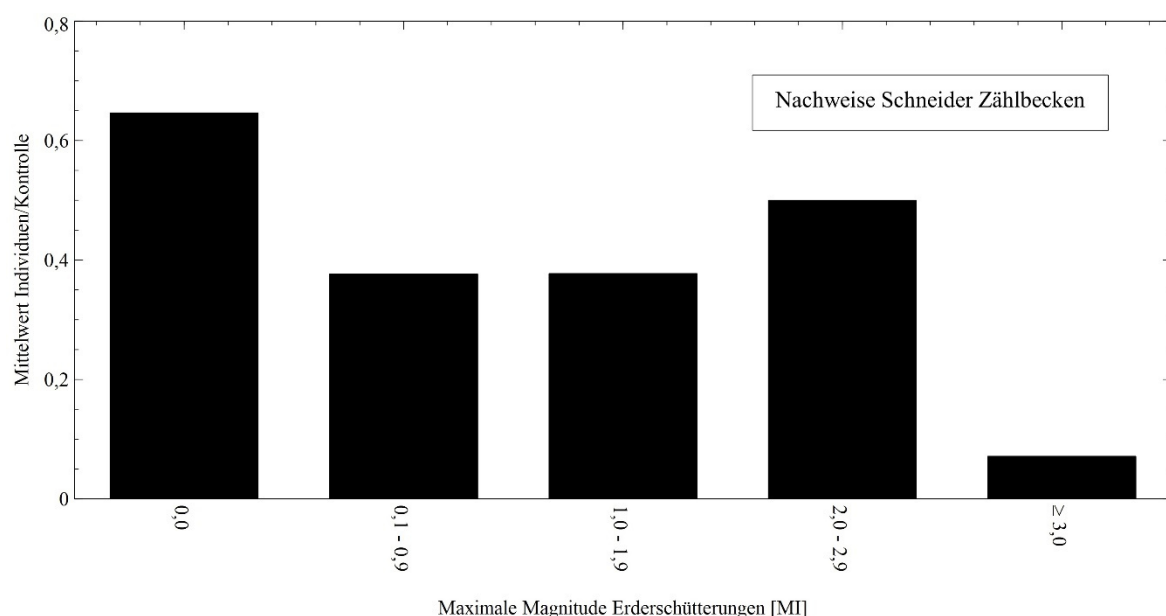


Abbildung 258: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erdschütterungen.

Bei **Erderschütterungen** mit Magnituden M_I über 3,0 wurden geringere mittlere Individuenzahlen von Schneidern in den Zählbecken dokumentiert als bei Magnituden M_I von 0,0 bis 2,9 (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,07 bzw. 0,38 bis 0,65 Individuen/Kontrolle; Abb. 258).

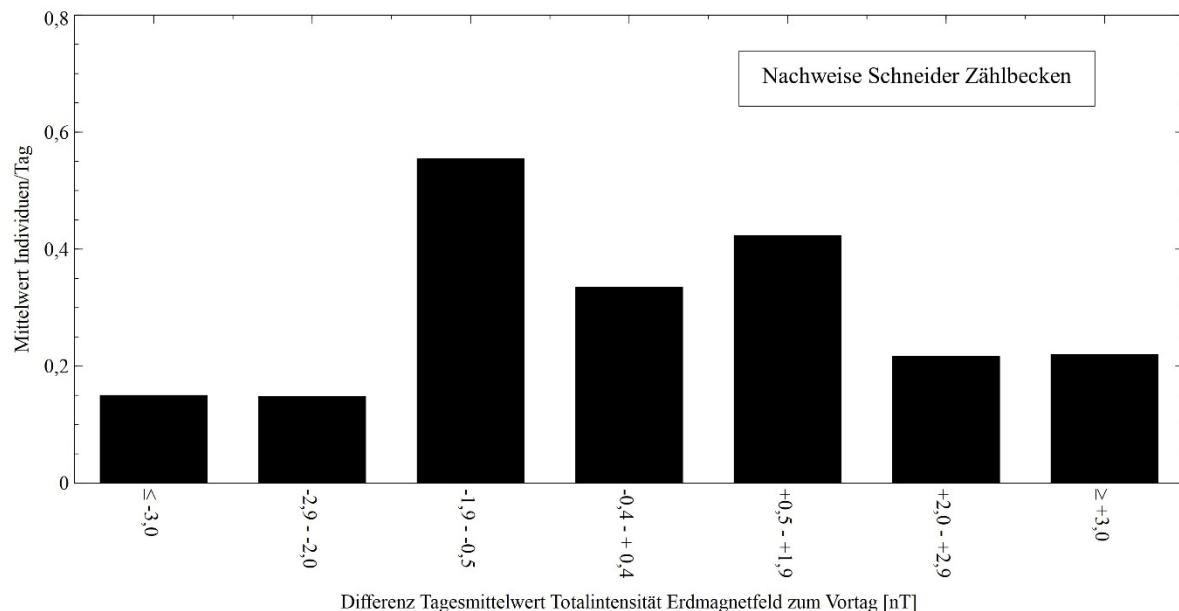


Abbildung 259: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Schneider, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag

Trotz fehlender Signifikanz im GLM wurden bei gleichbleibenden und nur leicht fallenden oder steigenden Tagesmittelwerten der Totalintensität des **Erdmagnetfelds** mit Differenzen zum Vortag von -1,9 bis +1,9 nT geringfügig höhere mittlere Individuenzahlen von Schneidern in den Zählbecken dokumentiert als bei stärker fallenden und steigenden Tagesmittelwerten mit Differenzen zum Vortag unter -2,0 nT und über +2,0 nT (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,34 bis 0,56 bzw. 0,15 bis 0,22 Individuen/Kontrolle; Abb. 259).

5.3.16 Flussbarsch

Längenverteilung

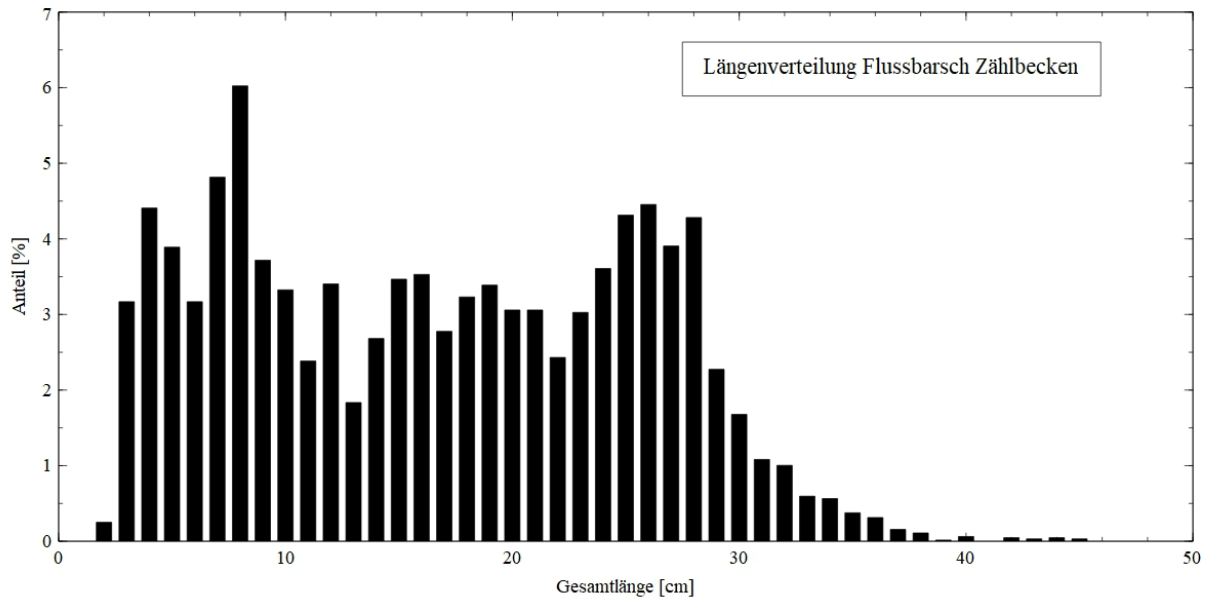


Abbildung 260: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche. $n = 6.376$ Individuen.

In den Zählbecken der FWHs wurden Flussbarsche mit Gesamtlängen zwischen 3 und 28 cm in ähnlichen Anteilen am Gesamtfang der Flussbarsche nachgewiesen (1,9 bis 6,0 %). Ab einer Gesamtlänge von 29 cm nahmen die Anteile beständig ab. Mit Gesamtlängen zwischen 2 und 45 cm wurden Flussbarsche aller Größenklassen in den Zählbecken dokumentiert, lediglich sehr große Individuen über 45 cm Gesamtlänge fehlten (Abb. 260). Von den 6.376 in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen wurden 2.745 Individuen der Altersklasse juvenil zugeordnet und 3.631 Individuen der Altersklasse adult.

Wassertemperatur

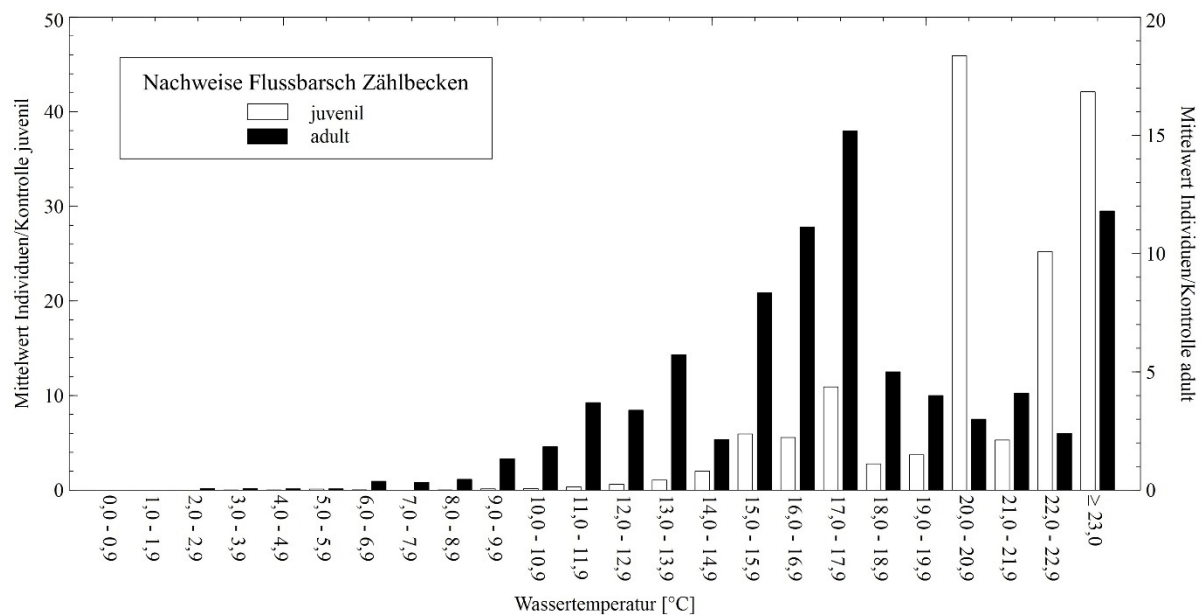


Abbildung 261: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Adulte Flussbarsche wurden ab Wassertemperaturen von 2,0 bis 2,9 °C in den Zählbecken nachgewiesen, juvenile ab Wassertemperaturen von 3,0 bis 3,9 °C (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,06 bzw. 0,02 Individuen/Kontrolle). Bei beiden Altersklassen nahmen die mittleren Individuenzahlen zunächst mit steigender Wassertemperatur zu. Die höchste mittlere Individuenzahl von adulten Flussbarschen wurde bei Wassertemperaturen zwischen 17,0 und 17,9 °C in den Zählbecken dokumentiert, von juvenilen bei Wassertemperaturen zwischen 20,0 und 20,9 °C sowie über 23,0 °C (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 15,2 bzw. 45,9 und 42,1 Individuen/Kontrolle). Bei Wassertemperaturen zwischen 18,0 und 22,9 °C wurden niedrige mittlere Individuenzahlen von adulten Flussbarschen in den Zählbecken nachgewiesen, bei Wassertemperaturen über 23,0 °C wieder hohe (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,4 bis 5,0 bzw. 11,8 Individuen/Kontrolle; Abb. 261).

Tageslänge

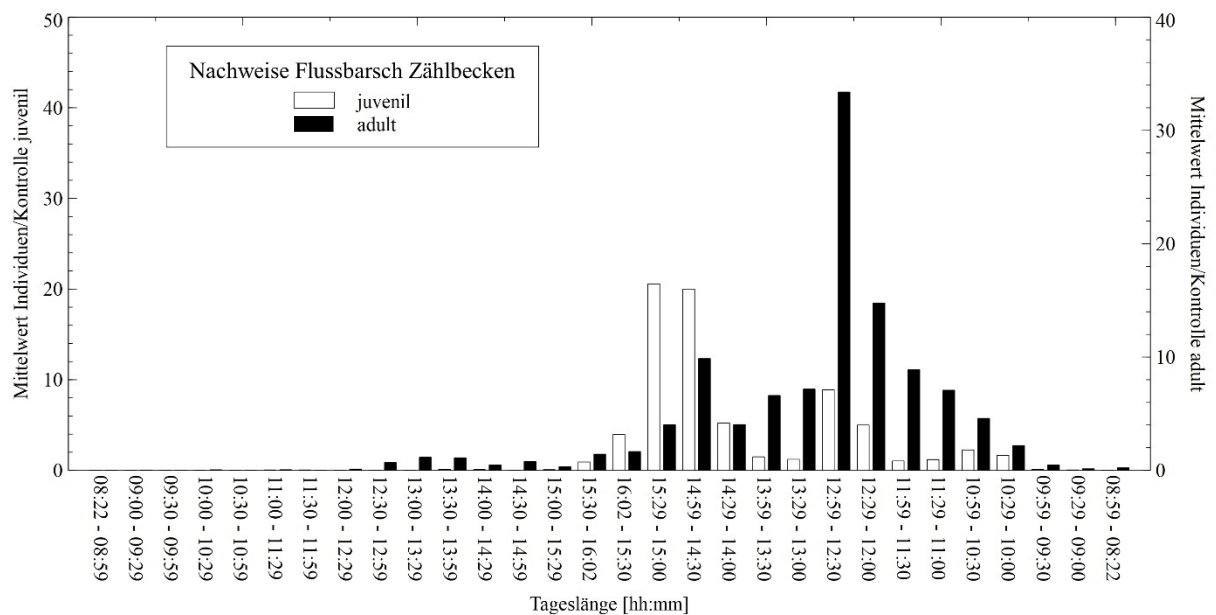


Abbildung 262: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Juvenile Flussbarsche wurden bei abnehmenden Tageslängen zwischen 15:29 und 15:00 Stunden sowie 14:59 und 14:30 Stunden mit den höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 20,6 bzw. 20,0 Individuen/Kontrolle). Bei zunehmenden Tageslängen zwischen 08:22 und 15:29 Stunden wurden nur vereinzelt juvenile Flussbarsche in den Zählbecken aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,0 bis 0,11 Individuen/Kontrolle). Die Nachweise adulter Flussbarsche in den Zählbecken zeigen eine deutlich ausgeprägte Spitze bei abnehmenden Tageslängen zwischen 12:59 und 12:30 Stunden (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 33,4 Individuen/Kontrolle). Mit kürzer werdenden Tageslängen wurden beständig abnehmende mittlere Individuenzahlen von adulten Flussbarschen dokumentiert (Abb. 262).

Generalisiertes Lineares Modell Flussbarsch juvenil

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-9.4952	-1.0974	-0.3112	-0.0161	11.5186	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-2.40516	0.11797	-20.387	< 2e-16	***
SAF	0.27916	0.05698	4.899	9.61e-07	***
SDifAF	-0.33824	0.05493	-6.158	7.38e-10	***
STaLa	2.21554	0.11636	19.040	< 2e-16	***
SMond	-0.05917	0.02870	-2.061	0.03926	*
STemp	2.49094	0.06135	40.605	< 2e-16	***
SDifTemp	-0.17076	0.02975	-5.739	9.50e-09	***
SMI	-0.08605	0.03056	-2.815	0.00487	**

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 263: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Flussbarsche. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, STaLa = Tageslänge, SMond = Tag des Mondzyklus, STemp = Wassertemperatur, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag, SMI = Magnitude Lokalbeben in Bayern. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Der Abfluss, die Änderung des Abflusses, die Tageslänge, die Wassertemperatur und die Änderung der Wassertemperatur zeigen im GLM einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen juvenilen Flussbarsche, Erderschütterungen einen hochsignifikanten ($p < 0,01$) und der Tag des Mondzyklus einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 263).

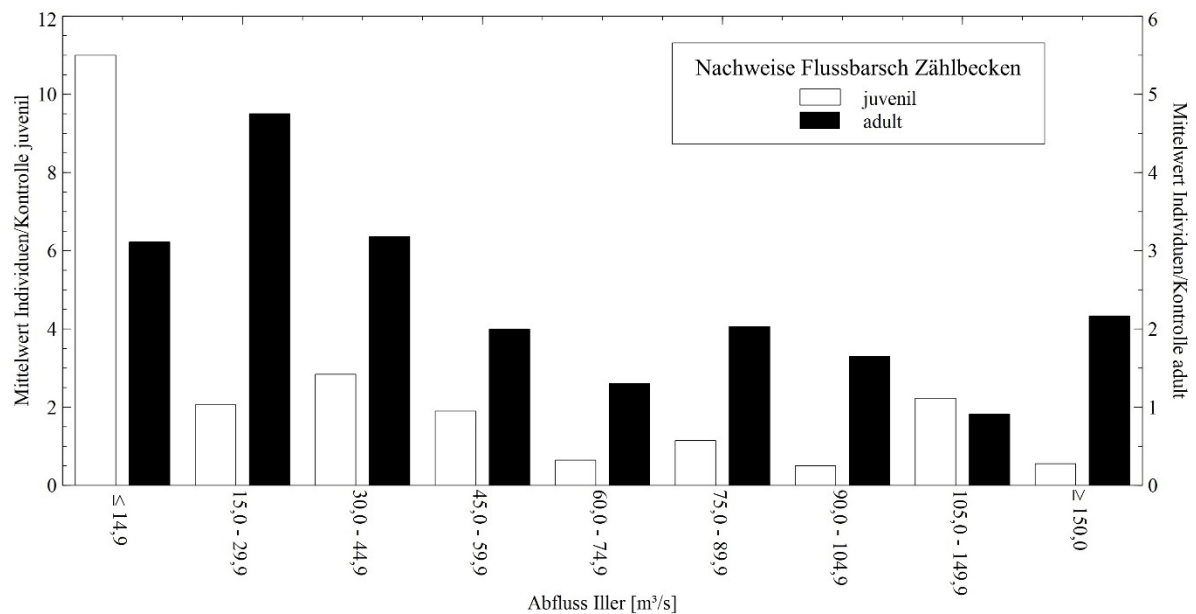


Abbildung 264: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

Die höchste mittlere Individuenzahl von juvenilen Flussbarschen in Abhängigkeit vom **Abfluss** wurde bei niedrigen Abflüssen unter 14,9 m³/s in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 11,0 Individuen/Kontrolle). Bei höheren Abflüssen wurden deutlich niedrigere mittlere Individuenzahlen dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,50 bis 2,8 Individuen/Kontrolle; Abb. 264).

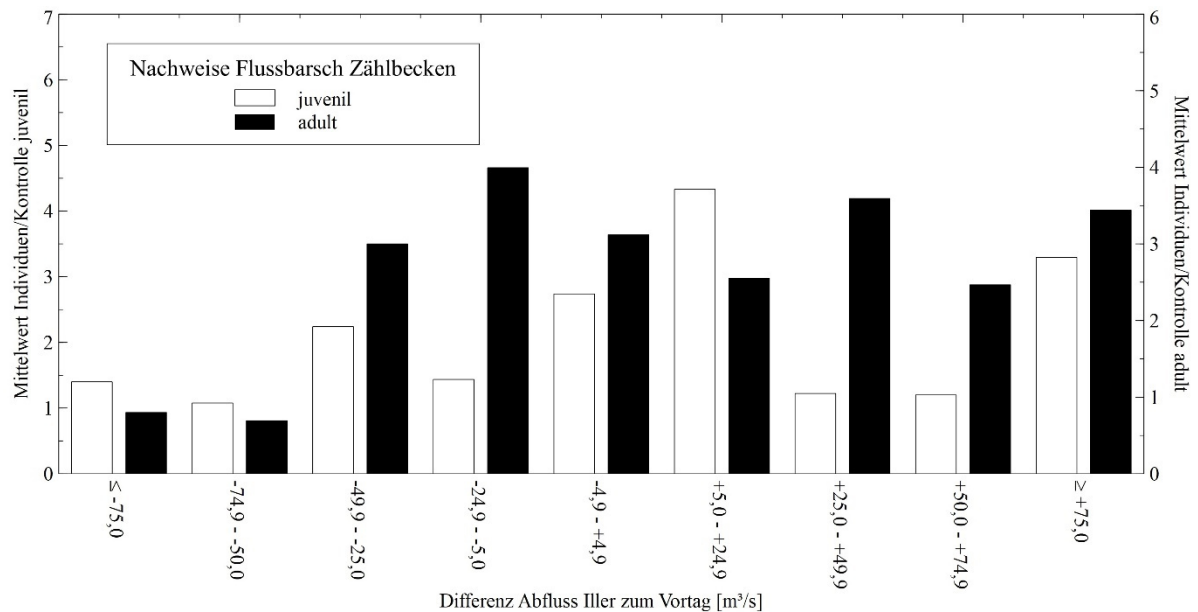


Abbildung 265: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.

In Abhängigkeit von der **Änderung des Abflusses** der Iller zeigen die mittleren Individuenzahlen von juvenilen Flussbarschen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei leicht und stark steigenden Abflüssen mit Differenzen zum Vortag von +5,0 bis +24,9 m³/s und über +75,0 m³/s dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 4,3 bzw. 3,3 Individuen/Kontrolle; Abb. 265).

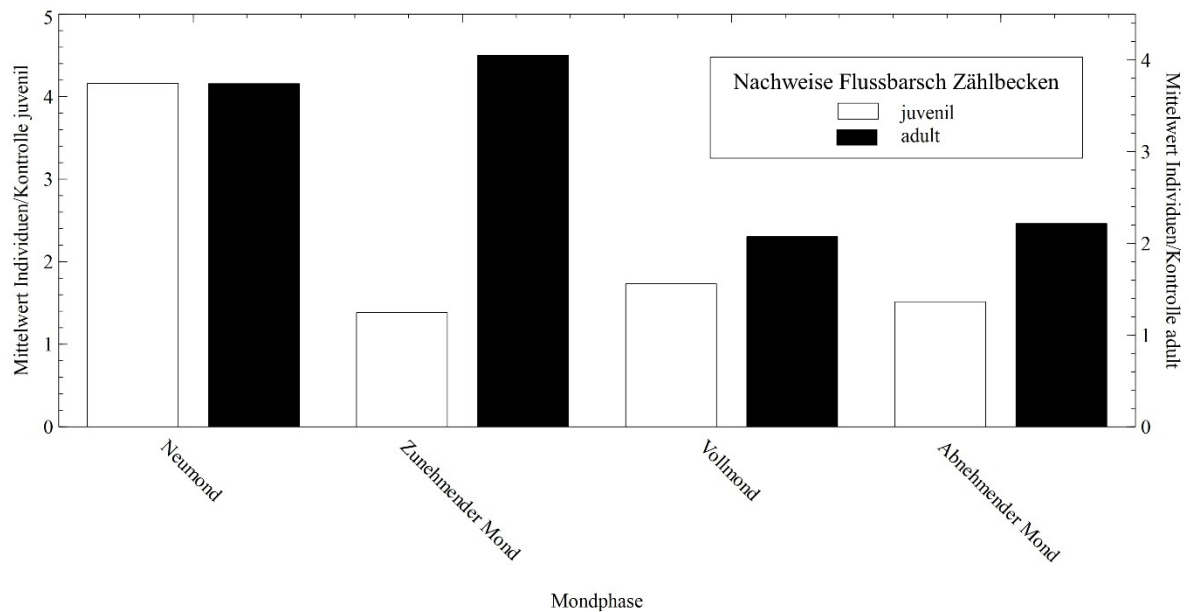


Abbildung 266: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Mondphase.

Bei **Neumond** wurde eine höhere mittlere Individuenzahl von juvenilen Flussbarschen in den Zählbecken aufgezeigt als bei zunehmendem Mond, Vollmond und abnehmendem Mond (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 4,2 bzw. 1,4 bis 1,7 Individuen/Kontrolle; Abb. 266).

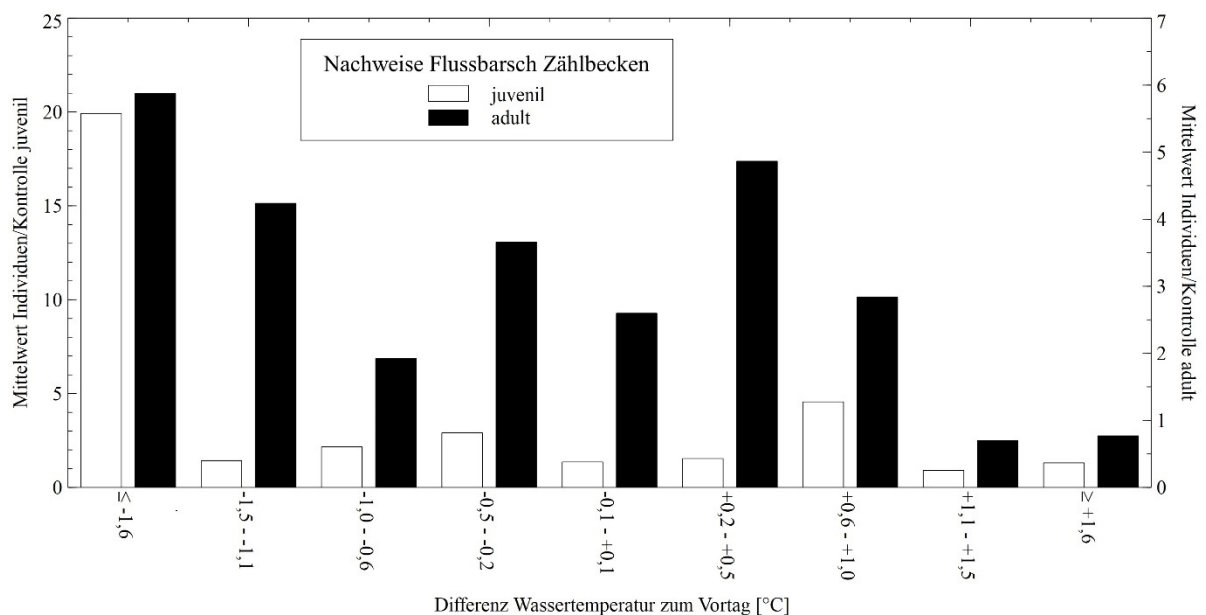


Abbildung 267: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts der Wassertemperatur der Fischwanderhilfen zum Vortag.

Die höchste mittlere Individuenzahl juveniler Flussbarsche in den Zählbecken wurde bei stark **sinkenden Wassertemperaturen** mit Differenzen zum Vortag unter $-1,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ dokumentiert. Bei weniger stark sinkenden, gleichbleibenden und steigenden Wassertemperaturen wurden deutlich niedrigere mittlere Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 19,9 bzw. 0,91 bis 4,6 Individuen/Kontrolle; Abb. 267).

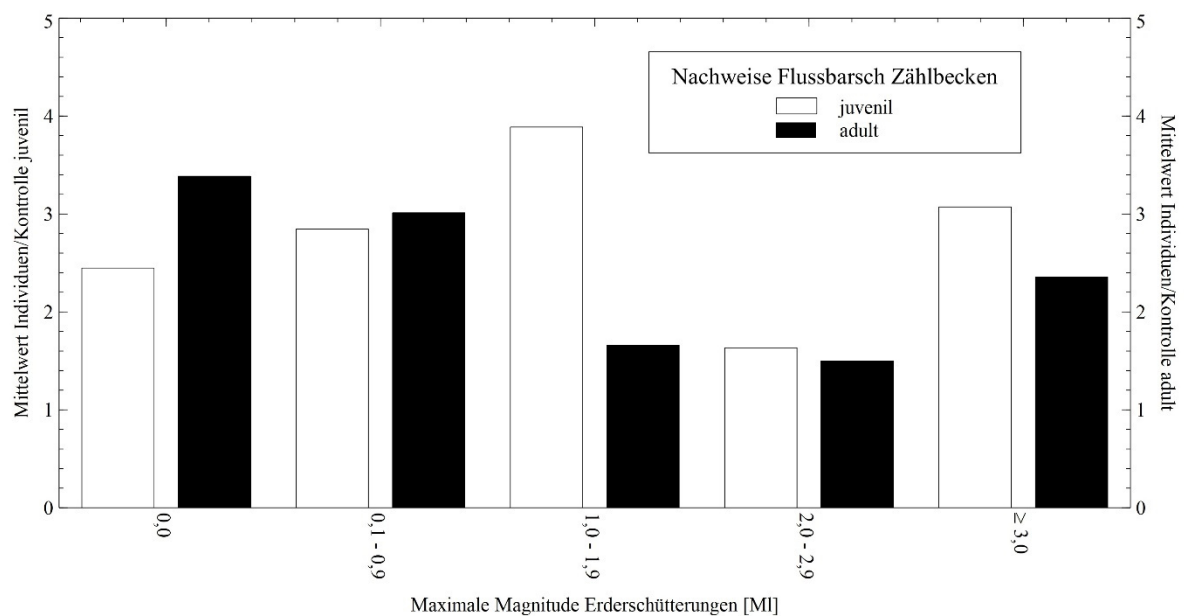


Abbildung 268: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Flussbarsche, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der maximalen Magnitude von Erderschütterungen.

Die mittleren Individuenzahlen von juvenilen Flussbarschen der verschiedenen Klassen von **Erderschütterungen** zeigen eine unregelmäßige Verteilung, mit einem Maximum bei Magnituden MI von 1,0 bis 1,9 (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,6 bis 3,9 Individuen/Kontrolle; Abb. 268).

Generalisiertes Lineares Modell Flussbarsch adult

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-6.5049	-1.9047	-0.4629	-0.0061	18.0541	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-0.86183	0.08274	-10.416	< 2e-16	***
SAF	0.21022	0.03737	5.626	1.84e-08	***
SDifAF	-0.07850	0.03397	-2.311	0.020860	*
SSchweb	0.07315	0.01882	3.887	0.000102	***
STaLa	1.93347	0.08956	21.589	< 2e-16	***
SMond	-0.27549	0.02112	-13.043	< 2e-16	***
SWindG	-0.35512	0.03510	-10.117	< 2e-16	***
SGloStr	0.15506	0.05091	3.046	0.002319	**
SLD	0.73549	0.04554	16.149	< 2e-16	***
SDifLD	-0.19588	0.03385	-5.786	7.20e-09	***
STemp	1.47956	0.04212	35.126	< 2e-16	***
SDifTemp	-0.08231	0.02430	-3.387	0.000706	***
SMI	-0.19440	0.02551	-7.620	2.53e-14	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 269: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Flussbarsche. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, STaLa = Tageslänge, SMond = Tag des Mondzyklus, SWindG = Windgeschwindigkeit, SGloStr = Globalstrahlung, SLD = Luftdruck, SDifLD = Differenz des Luftdrucks zum Vortag, STemp = Wassertemperatur, SDifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag, SMI = Magnitude Lokalbeben in Bayern. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Auf die Individuenzahl der in den Zählbecken dokumentierten adulten Flussbarsche zeigen im GLM der Abfluss, der Schwebstoffgehalt, die Tageslänge, der Tag des Mondzyklus, die Windgeschwindigkeit, der Luftdruck, die Änderung des Luftdrucks, die Wassertemperatur, die Änderung der Wassertemperatur und Erderschütterungen einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$), die Globalstrahlung einen hochsignifikanten ($p < 0,01$) und die Änderung des Abflusses einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 269).

In Abhängigkeit vom **Abfluss** wurde die höchste mittlere Individuenzahl adulter Flussbarsche bei Abflüssen von 15,0 bis 29,9 m³/s in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 4,8 Individuen/Kontrolle; Abb. 264).

Bei einer **Änderung des Abflusses** der Iller mit Differenzen von -49,9 bis über +75,0 m³/s gegenüber dem Vortag wurden wenig schwankende mittlere Individuenzahlen von adulten Flussbarschen in den Zählbecken aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 2,5 bis 4,0 Individuen/Kontrolle). Bei einer starken Abnahme des Abflusses mit Differenzen von -74,9 bis -50,0 m³/s und unter -75,0 m³/s gegenüber dem Vortag wurden niedrigere mittlere Individuenzahlen dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,80 bzw. 0,69 Individuen/Kontrolle; Abb. 265).

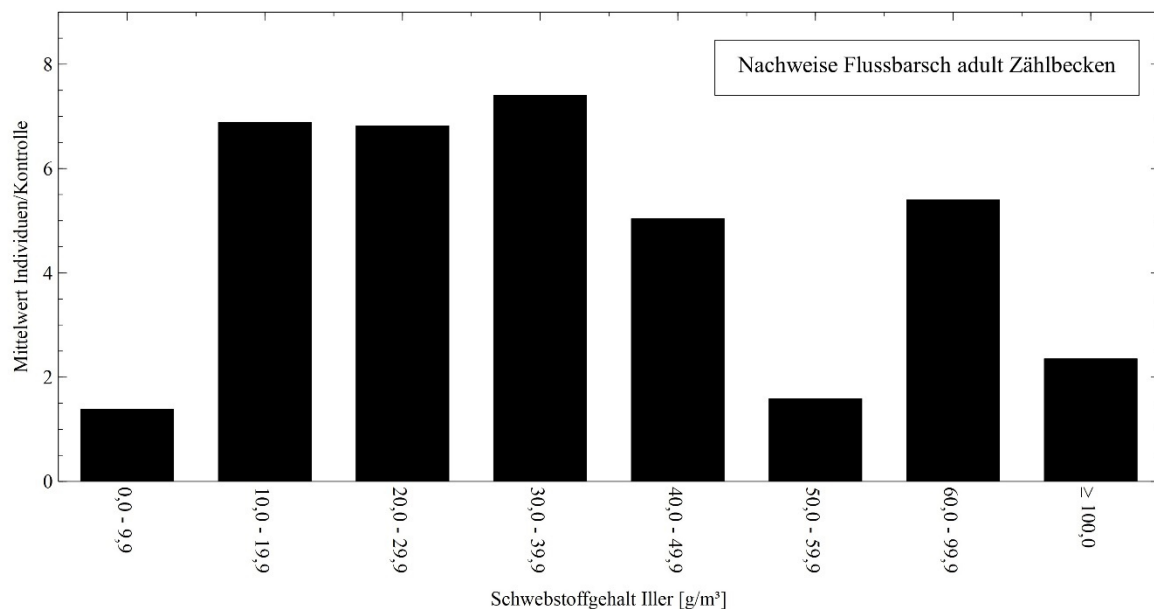


Abbildung 270: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Flussbarsche, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.

Die höchsten mittleren Individuenzahlen adulter Flussbarsche in Abhängigkeit vom **Schwebstoffgehalt** wurden bei Konzentrationen von 10,0 bis 39,9 g/m³ aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 6,8 bis 7,4 Individuen/Kontrolle). Eine zweite Spitze wurde bei Konzentrationen von 60,0 bis 99,9 g/m³ dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,4 Individuen/Kontrolle; Abb. 270).

Bei Neumond und zunehmendem **Mond** wurden höhere mittlere Individuenzahlen von adulten Flussbarschen in den Zählbecken registriert als bei Vollmond und

abnehmendem Mond (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,7 und 4,1 bzw. 2,1 und 2,2 Individuen/Kontrolle; Abb. 266).

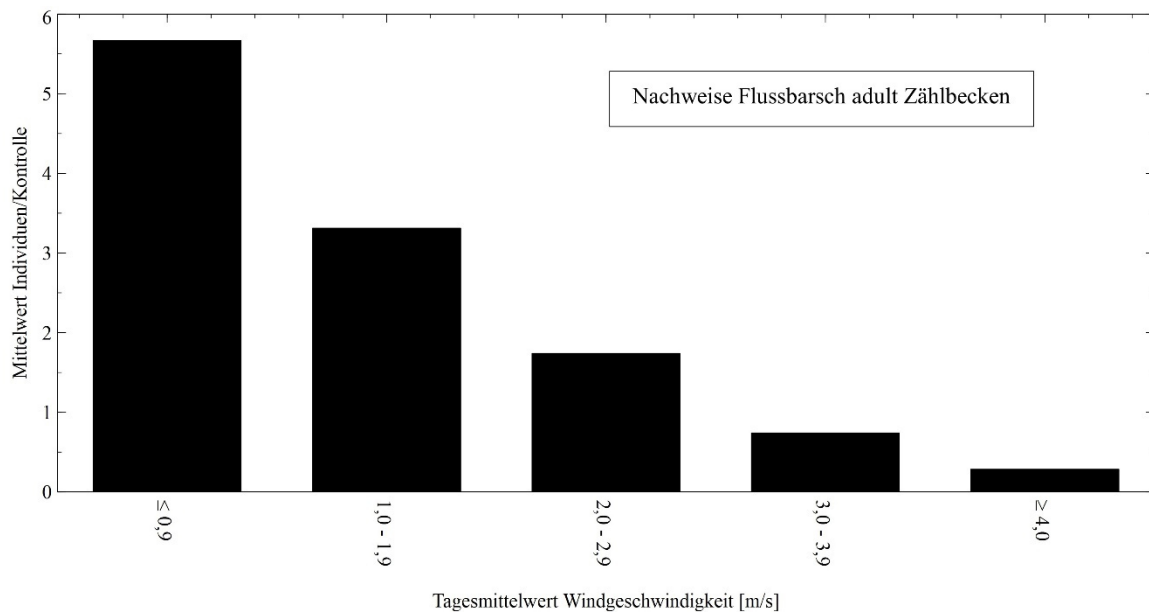


Abbildung 271: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Flussbarsche, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert der Windgeschwindigkeit.

Die höchste mittlere Individuenzahl von adulten Flussbarschen in den Zählbecken in Abhängigkeit von der **Windgeschwindigkeit** wurde bei niedrigen Tagesmittelwerten unter 0,9 m/s aufgezeigt (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,7 Individuen/Kontrolle). Mit höher werdenden Tagesmittelwerten der Windgeschwindigkeit nahmen die mittleren Individuenzahlen beständig ab (Abb. 271).

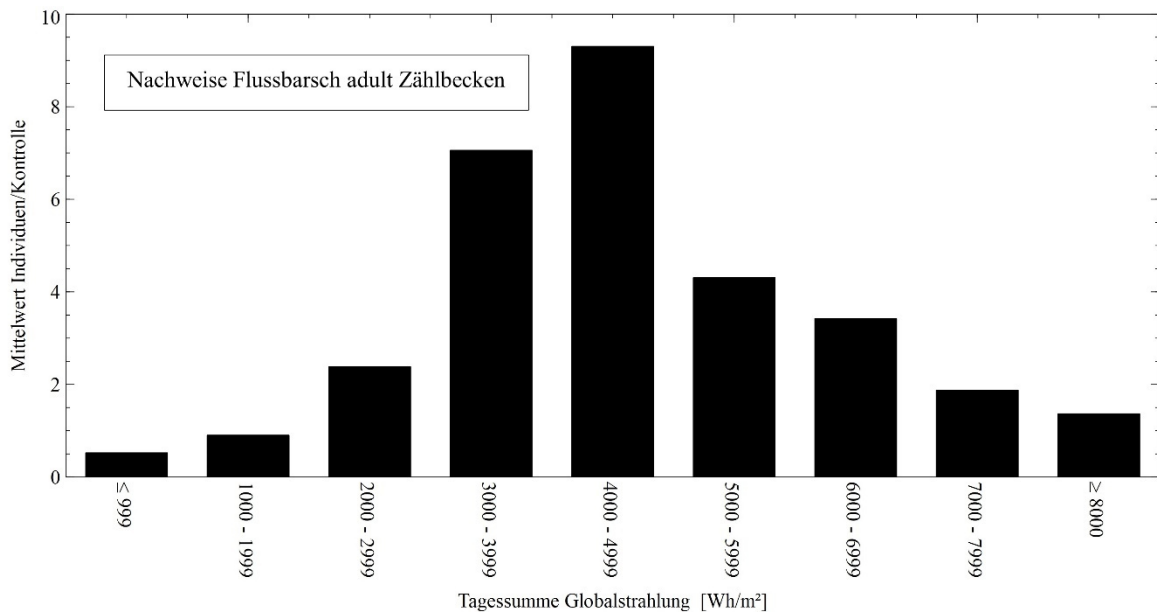


Abbildung 272: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Flussbarsche, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Die mittleren Individuenzahlen adulter Flussbarsche in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit von der **Globalstrahlung** eine eingipflige Verteilung um ein Maximum bei einer Tagessumme von 4.000 bis 4.999 Wh/m² (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 9,3 Individuen/Kontrolle; Abb. 272).

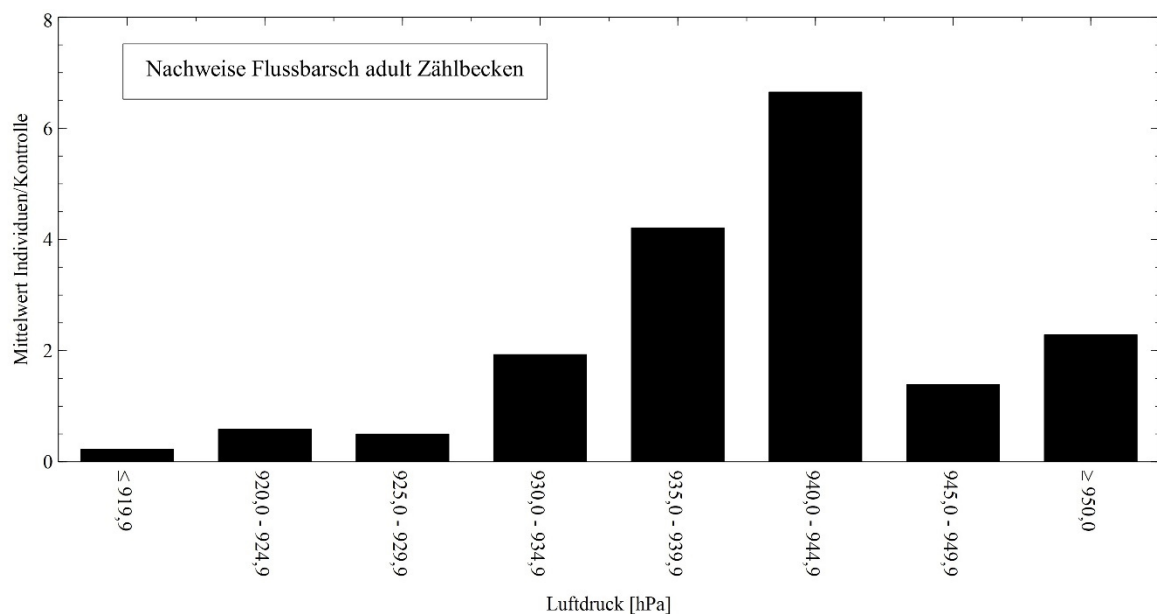


Abbildung 273: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Flussbarsche, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Luftdrucks.

Bis zu Tagesmittelwerten des **Luftdrucks** von 940,0 bis 944,9 hPa wurden mit höheren Tagesmittelwerten tendenziell höhere mittlere Individuenzahlen von adulten Flussbarschen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 6,7 Individuen/Kontrolle). Bei niedrigen Tagesmittelwerten unter 929,9 hPa wurden niedrige mittlere Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,23 bis 0,59 Individuen/Kontrolle; Abb. 273).

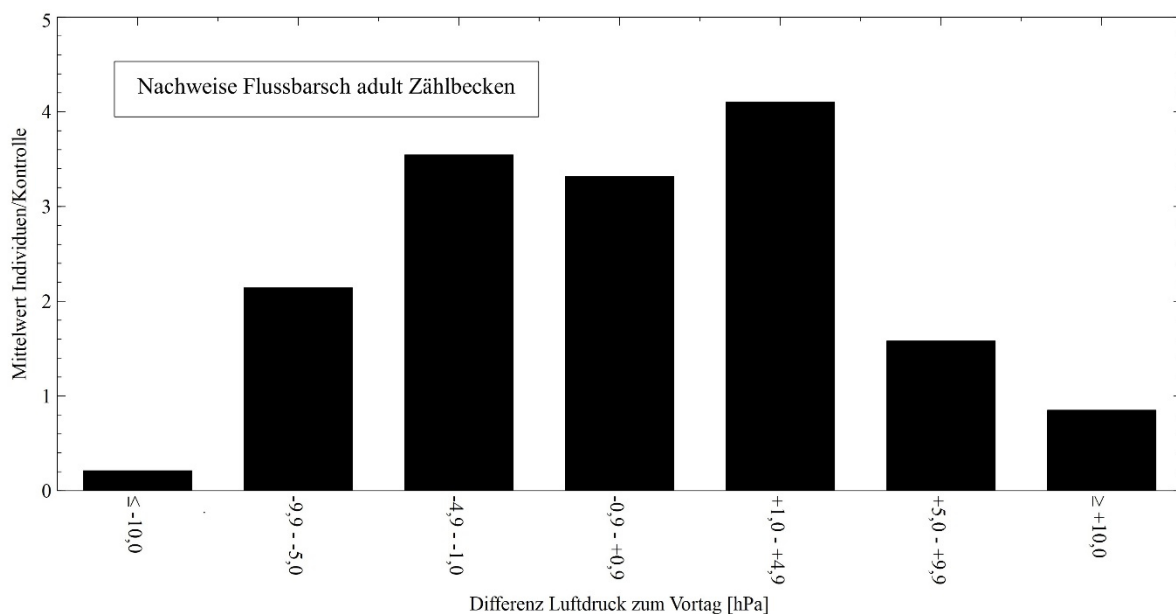


Abbildung 274: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Flussbarsche, in Abhängigkeit von der Differenz des Tagesmittelwerts des Luftdrucks zum Vortag.

Die höchsten mittleren Individuenzahlen von adulten Flussbarschen in den Zählbecken wurden in Abhängigkeit von der **Änderung des Luftdrucks** bei konstanten und moderat sinkenden und steigenden Luftdrücken mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag von -4,9 bis -1,0 hPa, -0,9 bis +0,9 hPa sowie +1,0 bis +4,9 hPa dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,5; 3,3 bzw. 4,1 Individuen/Kontrolle). Bei stark fallenden und steigenden Luftdrücken mit Differenzen des Tagesmittelwerts zum Vortag unter -10,0 hPa und über +10,0 hPa wurden deutlich niedrigere mittlere Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,21 bzw. 0,85 Individuen/Kontrolle; Abb. 274).

Die mittleren Individuenzahlen von adulten Flussbarschen der verschiedenen Klassen der **Änderung der Wassertemperatur** zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei stark sinkenden Wassertemperaturen mit Differenzen unter $-1,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ zum Vortag dokumentiert, die niedrigsten bei steigenden Wassertemperaturen mit Differenzen von $+1,1$ bis $+1,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ sowie über $+1,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ zum Vortag (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 5,9; 0,70 bzw. 0,77 Individuen/Kontrolle; Abb. 267).

Die verschiedenen Klassen von **Erderschütterungen** zeigen nur geringe Unterschiede hinsichtlich der mittleren Individuenzahlen adulter Flussbarsche. An Tagen ohne Erderschütterungen wurde eine leicht höhere mittlere Individuenzahl dokumentiert als an Tagen mit Magnituden MI von 0,1 bis über 3,0 (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 3,4 bzw. 1,5 bis 3,0 Individuen/Kontrolle; Abb. 268).

5.3.17 Hecht

Längenverteilung

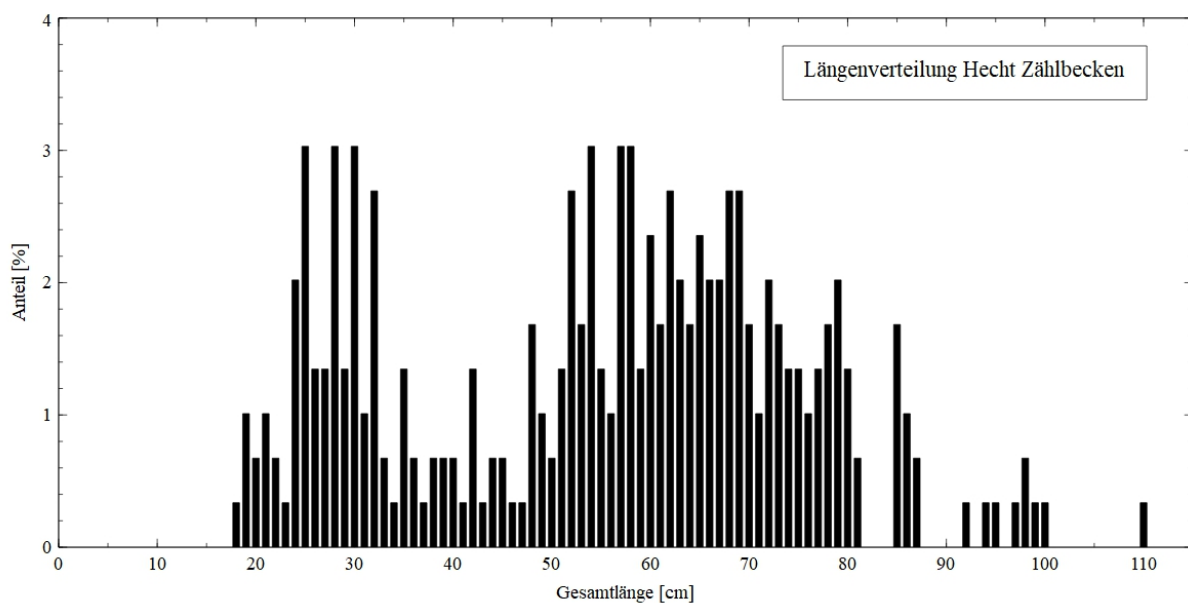


Abbildung 275: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Hechte. $n = 298$ Individuen.

Es wurden Hechte mit Gesamtlängen zwischen 18 und 110 cm in den Zählbecken der FWHs nachgewiesen. Der Großteil der Hechte hatte eine Gesamtlänge von 24 bis 32 cm (1,3 bis 3,0 %) und von 52 bis 79 cm (1,0 bis 3,0 %). Sehr große Individuen mit einer Gesamtlänge über 90 cm wurden nur als Einzelindividuen dokumentiert (Abb. 275). Von den 298 in den Zählbecken nachgewiesenen Hechten wurden 82 der Altersklasse juvenil zugeordnet und 216 der Altersklasse adult.

Wassertemperatur

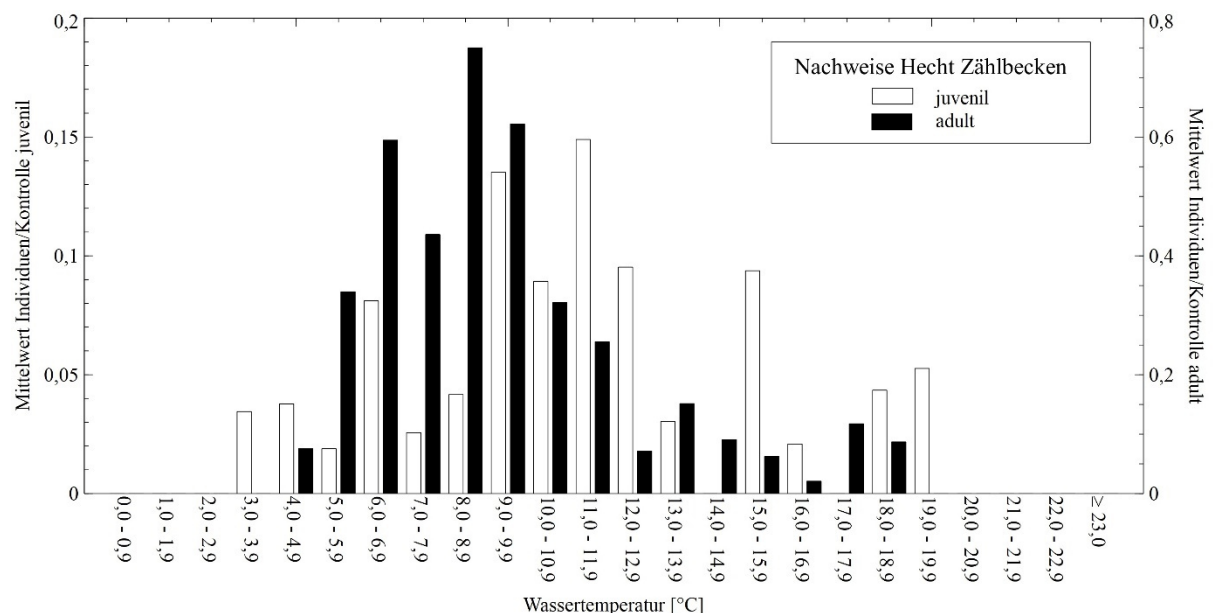


Abbildung 276: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Hechte, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Adulte Hechte wurden bei Wassertemperaturen zwischen 5,0 und 11,9 °C mit hohen mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,26 bis 0,75 Individuen/Kontrolle), mit einem Maximum bei Wassertemperaturen zwischen 8,0 und 8,9 °C. Außerhalb der genannten Temperaturspanne wurden adulte Hechte nur in niedrigen mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,0 bis 0,15 Individuen/Kontrolle). Bei Wassertemperaturen unter 4,0 und über 18,9 °C wurden keine adulten Hechte in den Zählbecken nachgewiesen, ab Wassertemperaturen über

19,9 °C sowie unter 3,0 °C ebenso keine juvenilen. Juvenile Hechte zeigten keine so deutlich ausgeprägte Spitze der mittleren Individuenzahlen wie adulte. Die höchsten mittleren Individuenzahlen von juvenilen Hechten wurden bei Wassertemperaturen zwischen 9,0 und 9,9 °C sowie 11,0 und 11,9 °C festgestellt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,14 bzw. 0,15 Individuen/Kontrolle, Abb. 276).

Tageslänge

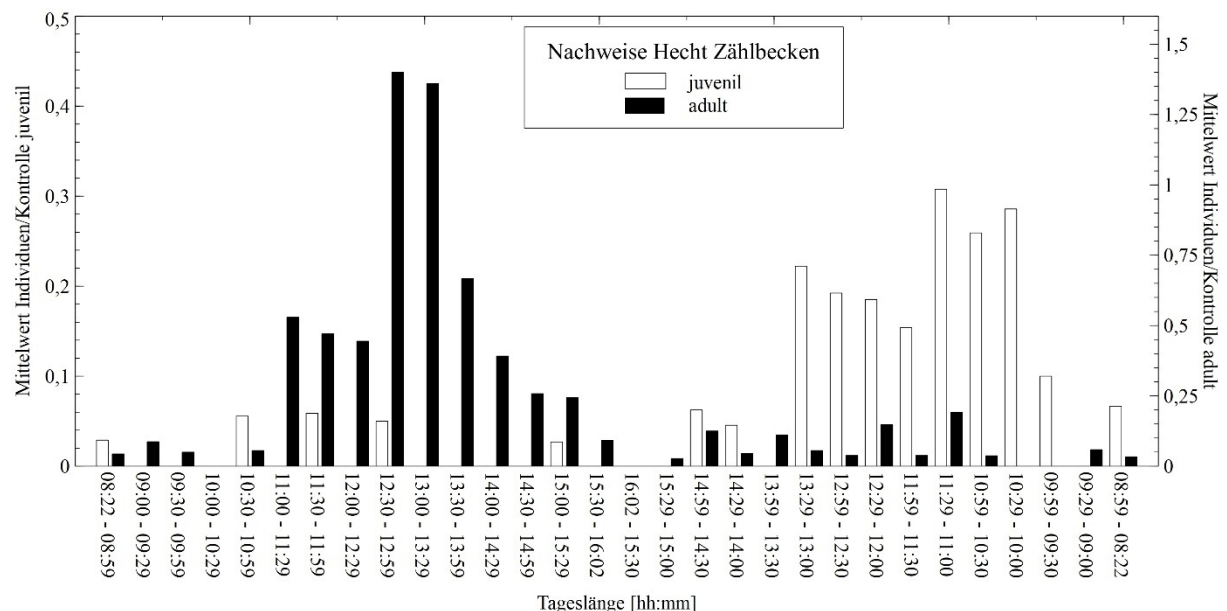


Abbildung 277: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Hechte, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Die Nachweise von adulten Hechten in den Zählbecken konzentrierten sich um zunehmende Tageslängen zwischen 12:30 und 13:29 Stunden (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 1,4 bzw. 1,36 Individuen/Kontrolle), mit kürzeren oder längeren Tageslängen nahmen die mittleren Individuenzahlen deutlich ab. Juvenile Hechte wurden größtenteils in der zweiten Jahreshälfte bei abnehmenden Tageslängen zwischen 13:29 und 10:00 Stunden in hohen mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,15 bis 0,31 Individuen/Kontrolle), mit Maximalwerten bei abnehmenden Tageslängen von 11:29

bis 10:00 Stunden (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,25 bis 0,31 Individuen/Kontrolle; Abb. 277).

Generalisiertes Lineares Modell Hecht juvenil

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-0.8572	-0.4440	-0.2783	-0.2002	2.8949	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-3.0886	0.2208	-13.990	< 2e-16	***
SDifSchweb	-0.2115	0.0968	-2.185	0.02890	*
STaLa	0.4407	0.1916	2.300	0.02143	*
SGloStr	-0.8892	0.2986	-2.977	0.00291	**
STemp	0.5724	0.2311	2.477	0.01326	*

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 278: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen juveniler Hechte. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SDifSchweb = Differenz des Schwebstoffgehalts zum Vortag, STaLa = Tageslänge, SGloStr = Globalstrahlung, STemp = Wassertemperatur. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Die Globalstrahlung zeigt im GLM einen hochsignifikanten Einfluss ($p < 0,01$) auf die Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen juvenilen Hechte, die Änderung des Schwebstoffgehalts, die Tageslänge und die Wassertemperatur einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 278).

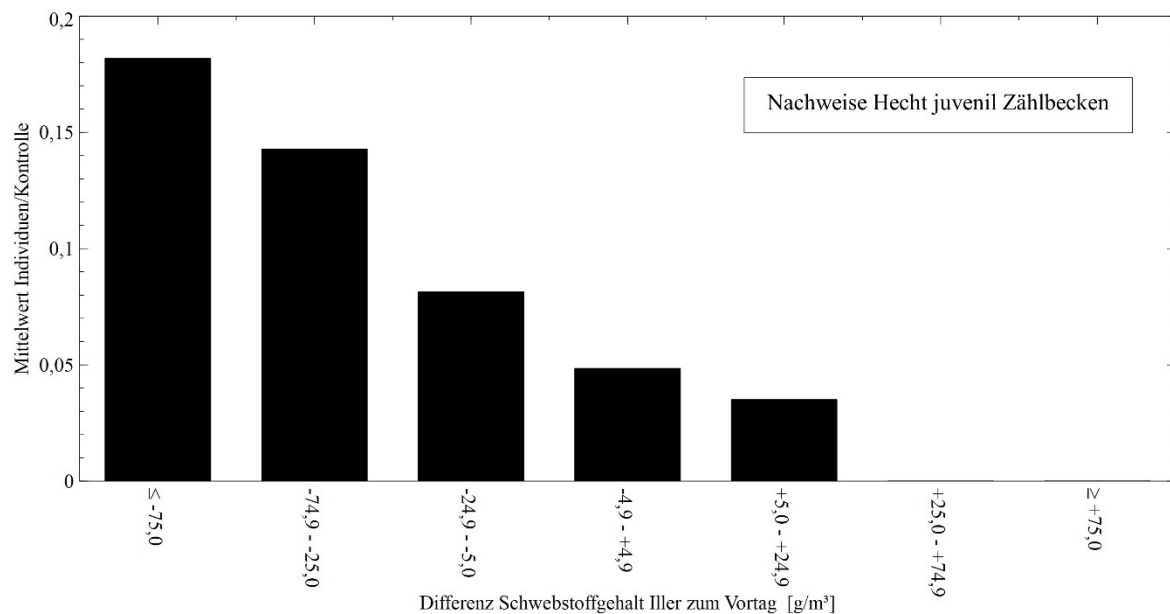


Abbildung 279: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen juvenilen Hechte, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.

Bei einem stark **steigenden Schwebstoffgehalt** der Iller mit Differenzen zum Vortag über +25,0 g/m³ wurden keine juvenilen Hechte in den Zählbecken dokumentiert. Mit weniger stark steigenden und stärker sinkenden Schwebstoffgehalten nahmen die mittleren Individuenzahlen beständig zu, die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei einem stark sinkenden Schwebstoffgehalt mit Differenzen zum Vortag unter -75,0 g/m³ **aufgezeigt** (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,18 Individuen/Kontrolle; Abb. 279).

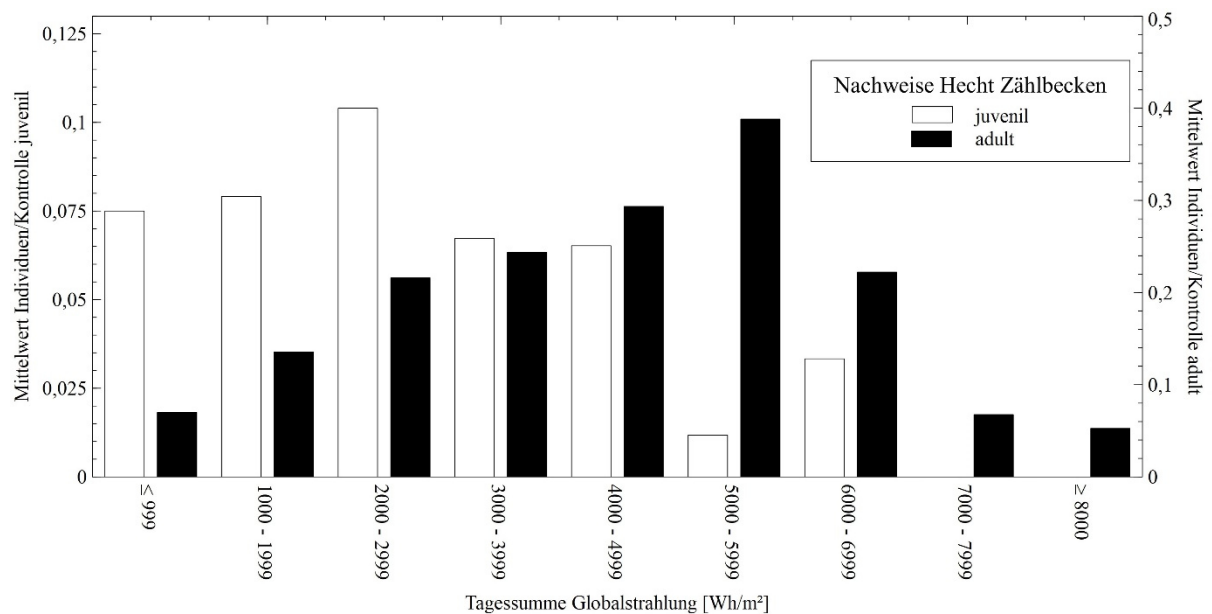


Abbildung 280: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Hechte, aufgeschlüsselt nach den Altersklassen juvenil und adult, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

In Abhängigkeit von der **Globalstrahlung** wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen von juvenilen Hechten in den Zählbecken bei Tagessummen unter 999 Wh/m², 1.000 bis 1.999 Wh/m² und 2.000 bis 2.999 Wh/m² nachgewiesen (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,075; 0,079 bzw. 0,10 Individuen/Kontrolle). Bei Tagessummen über 7.000 Wh/m² wurden keine juvenilen Hechte in den Zählbecken dokumentiert (Abb. 280).

Generalisiertes Lineares Modell Hecht adult

Deviance Residuals:					
Min	1Q	Median	3Q	Max	
-1.6606	-0.6991	-0.4562	-0.3596	4.0404	
Coefficients:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
(Intercept)	-1.7707	0.1096	-16.161	< 2e-16	***
SAF	0.5108	0.1384	3.692	0.000223	***
SDifAF	-0.3273	0.1156	-2.832	0.004632	**
SSchweb	-0.9456	0.3422	-2.763	0.005727	**
STaLa	-0.2845	0.1152	-2.469	0.013554	*
SGloStr	0.6349	0.1156	5.493	3.95e-08	***
STemp	-0.4902	0.1496	-3.276	0.001052	**

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					

Abbildung 281: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen adulter Hechte. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, SSchweb = Schwebstoffgehalt der Iller, STaLa = Tageslänge, SGloStr = Globalstrahlung, STemp = Wassertemperatur. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Im GLM zeigen der Abfluss und die Globalstrahlung einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Individuenzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen adulten Hechte, die Änderung des Abflusses, der Schwebstoffgehalt und die Wassertemperatur einen hochsignifikanten ($p < 0,01$) und die Tageslänge einen signifikanten ($p < 0,05$; Abb. 281).

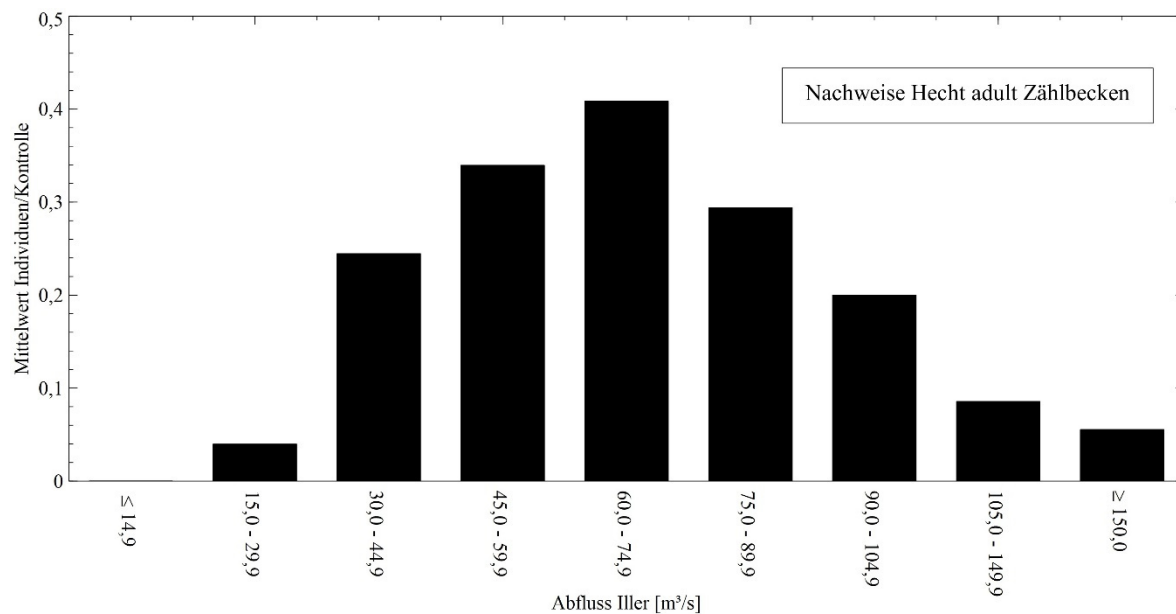


Abbildung 282: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Hechte, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

In Abhängigkeit vom **Abfluss** wurde die höchste mittlere Individuenzahl von adulten Hechten bei Abflüssen über MQ von 60,0 bis 74,9 m³/s in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,41 Individuen/Kontrolle). Mit weiter zu- oder abnehmenden Abflüssen nahmen die mittleren Individuenzahlen beständig ab. Bei Abflüssen unter 14,9 m³/s wurden keine adulten Hechte in den Zählbecken nachgewiesen (Abb. 282).

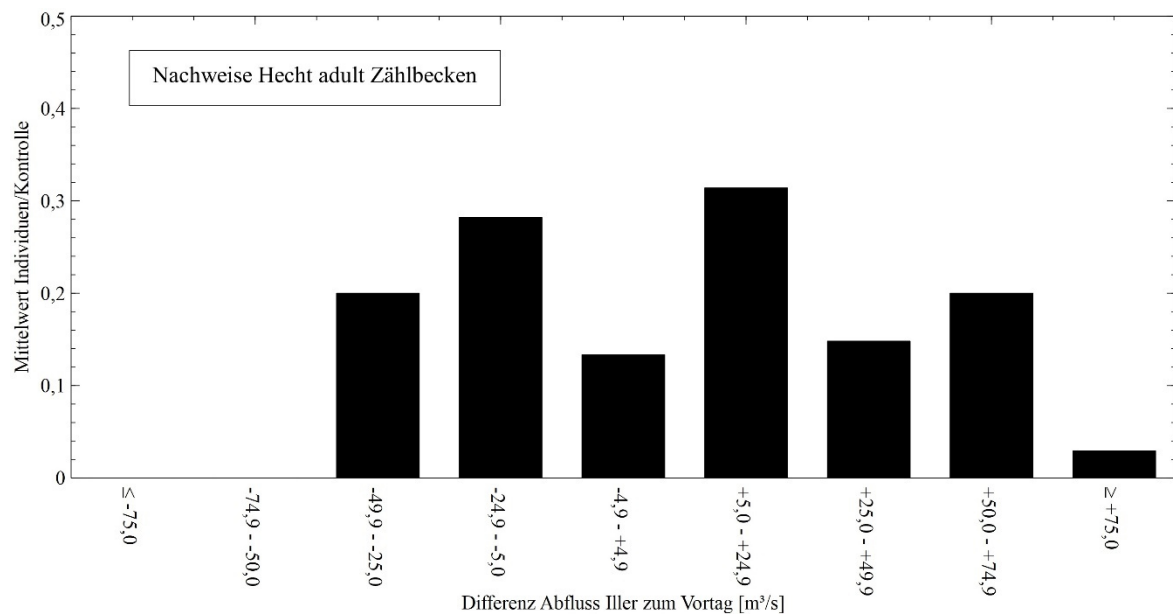


Abbildung 283: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Hechte, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.

Die höchsten mittleren Individuenzahlen von adulten Hechten in Abhängigkeit von der **Änderung des Abflusses** der Iller wurden bei moderat fallenden und steigenden Abflüssen mit Differenzen zum Vortag von -24,9 bis -5,0 m³/s und +5,0 bis +24,9 m³/s in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,28 bzw. 0,31 Individuen/Kontrolle). Bei stark fallenden Abflüssen mit Differenzen zum Vortag unter -50,0 m³/s wurden keine adulten Hechte in den Zählbecken nachgewiesen (Abb. 283).

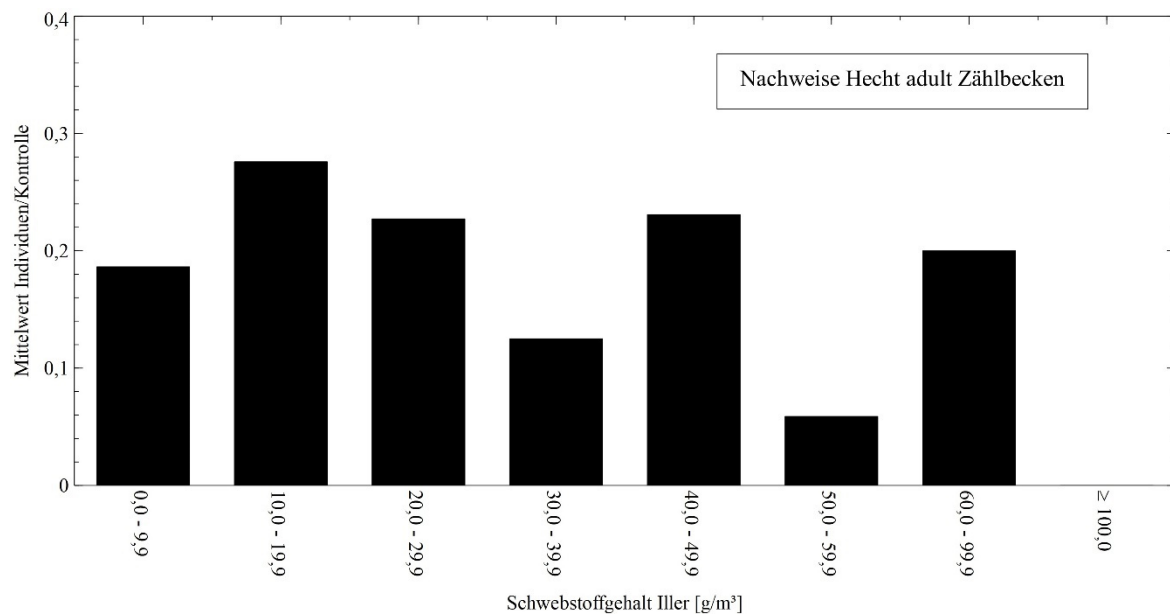


Abbildung 284: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen adulten Hechte, in Abhängigkeit von dem Tagesmittelwert des Schwebstoffgehalts der Iller.

Die mittleren Individuenzahlen von adulten Hechten in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit vom **Schwebstoffgehalt** eine unregelmäßige Verteilung. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei Schwebstoffgehalten von 10,0 bis 19,9 g/m³, 20,0 bis 29,9 g/m³ sowie 40,0 bis 49,9 g/m³ dokumentiert, mit einem Maximum bei Konzentrationen von 10,0 bis 19,9 g/m³ (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,23 bis 0,28 Individuen/Kontrolle). Bei einem Schwebstoffgehalt über 100 g/m³ wurden keine adulten Hechte in den Zählbecken nachgewiesen (Abb. 284).

In Abhängigkeit von der **Globalstrahlung** zeigen die mittleren Individuenzahlen adulter Hechte in den Zählbecken eine eingipflige Verteilung mit einem Maximum bei Tagessummen von 5.000 bis 5.999 Wh/m² (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,39 Individuen/Kontrolle; Abb. 280).

5.3.18 Mühlkoppe

Längenverteilung

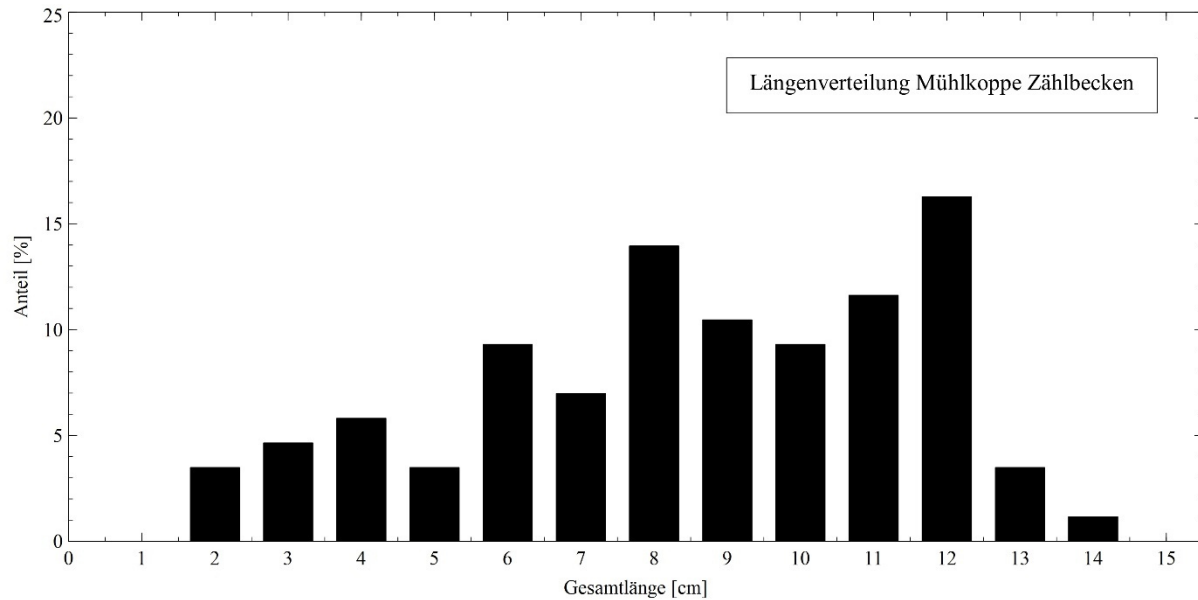


Abbildung 285: Längenverteilung der in den Zählbecken der Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkoppen. $n = 85$ Individuen.

In den Zählbecken wurden Mühlkoppen mit Gesamtlängen von 2 bis 14 cm dokumentiert, die höchsten Anteile hatten Individuen mit 8 und 12 cm Gesamtlänge (14,0 bzw. 16,3 %; Abb. 285).

Wassertemperatur

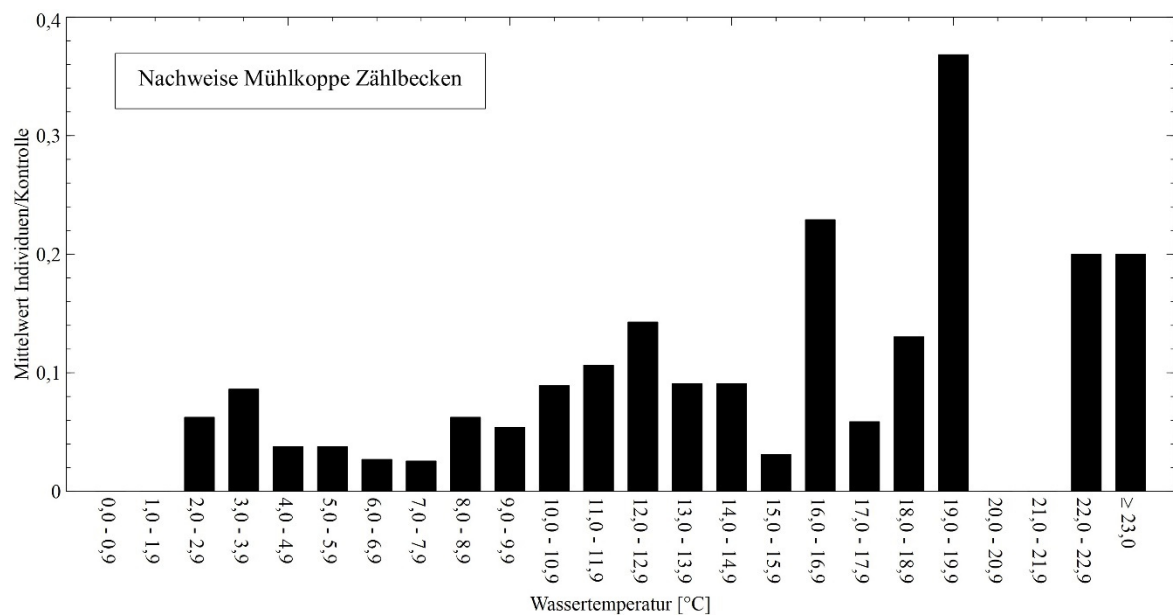


Abbildung 286: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkoppen, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur in den Fischwanderhilfen.

Mühlkoppen wurden bei Wassertemperaturen zwischen 2,0 und 19,9 °C sowie über 22,0 °C in den Zählbecken nachgewiesen. Die mittleren Individuenzahlen der betrachteten Klassen der Wassertemperatur zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei Wassertemperaturen zwischen 16,0 und 16,9 °C sowie 19,0 und 19,9 °C dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,23 bzw. 0,37 Individuen/Kontrolle; Abb. 286).

Tageslänge

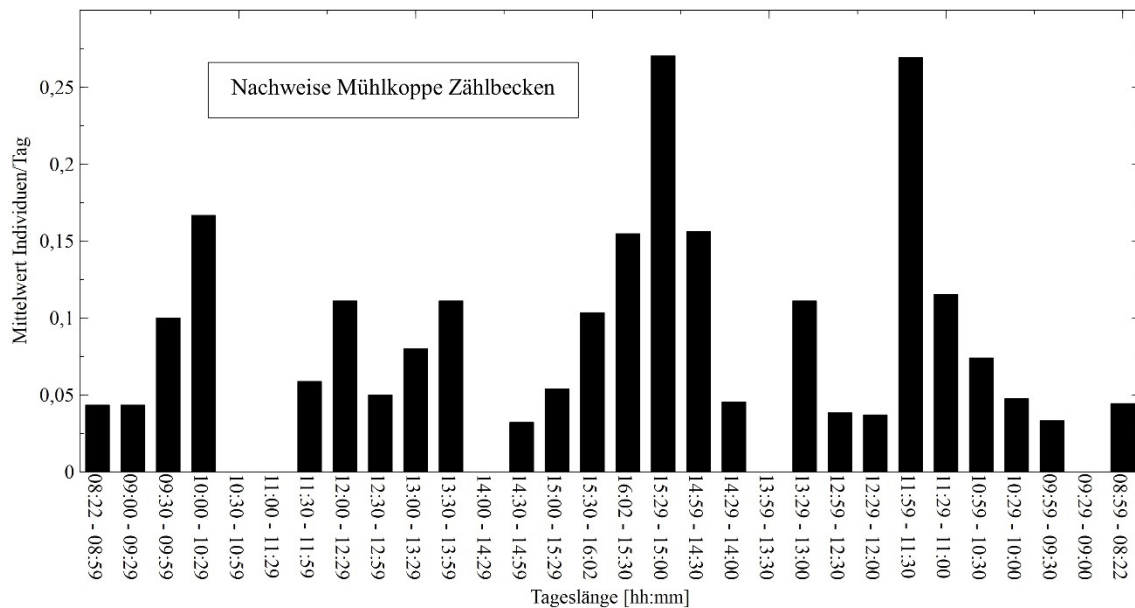


Abbildung 287: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkoppen, in Abhängigkeit von der Tageslänge.

Die mittleren Individuenzahlen von Mühlkoppen in Abhängigkeit von der Tageslänge zeigen eine unregelmäßige Verteilung. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei abnehmenden Tageslängen zwischen 15:29 und 15:00 Stunden sowie 11:59 und 11:30 Stunden dokumentiert (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: jeweils 0,27 Individuen/Kontrolle; Abb. 287).

Generalisiertes Lineares Modell

```

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-1.0003  -0.4711  -0.3705  -0.2796   3.7627

Coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) -2.60464    0.16287 -15.992  < 2e-16 ***
SAF           0.46891    0.08892   5.273 1.34e-07 ***
SDifAF       -0.29774    0.08300  -3.587 0.000334 ***
SDifSchweb   -0.15477    0.05183  -2.986 0.002826 **
SGloStr      -0.52515    0.18703  -2.808 0.004988 **
STemp         0.93402    0.17595   5.308 1.11e-07 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

Abbildung 288: Generalisiertes Lineares Modell des Einflusses der untersuchten Umweltvariablen auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen der Mühlkoppe. Das Modell wurde mittels des Akaike-Informationskriteriums reduziert. SAF = Abfluss der Iller, SDifAF = Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag, SDifSchweb = Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag, SGloStr = Globalstrahlung, STemp = Wassertemperatur. Signifikanzen: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$.

Der Abfluss, die Änderung des Abflusses und die Wassertemperatur zeigen im GLM einen höchstsignifikanten Einfluss ($p < 0,001$) auf die Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen Mühlkoppen, die Änderung des Schwebstoffgehalts und die Globalstrahlung einen hochsignifikanten ($p < 0,01$; Abb. 288).

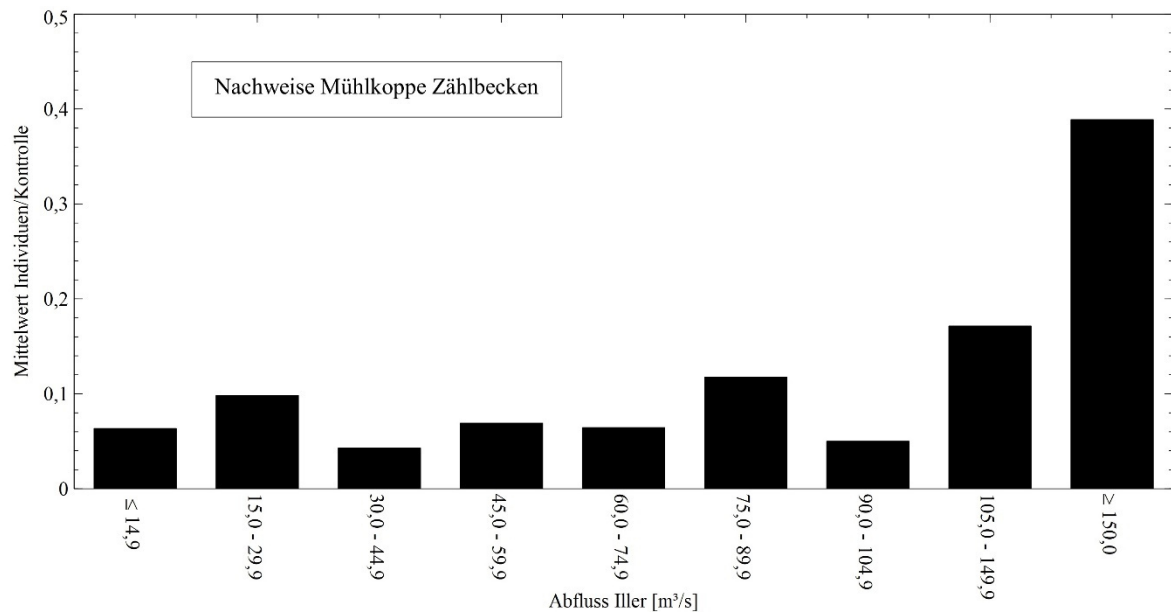


Abbildung 289: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkoppen, in Abhängigkeit von dem Abfluss der Iller.

Die mittleren Individuenzahlen der Mühlkoppe in den Zählbecken nahmen mit höheren **Abflüssen** zu. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei Abflüssen über 150,0 m³/s in den Zählbecken dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,39 Individuen/Kontrolle; Abb. 289).

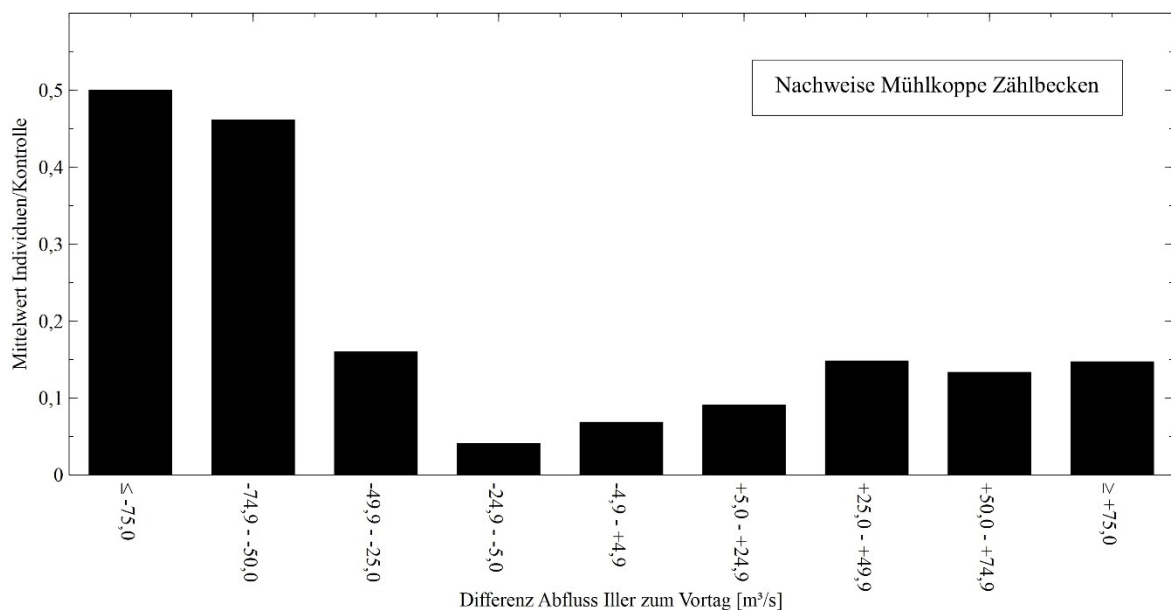


Abbildung 290: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkoppen, in Abhängigkeit von der Differenz des Abflusses der Iller zum Vortag.

In Abhängigkeit von der **Änderung des Abflusses** der Iller wurden bei stark fallenden Abflüssen mit Differenzen gegenüber dem Vortag unter $-75,0 \text{ m}^3/\text{s}$ und von $-74,9$ bis $-50,0 \text{ m}^3/\text{s}$ die höchsten mittleren Individuenzahlen aufgezeigt (Mittelwerte der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,5 bzw. 0,46 Individuen/Kontrolle). Mit weniger stark fallenden Abflüssen gingen die mittleren Individuenzahlen der Mühlkoppe zurück, bei steigenden Abflüssen nahmen sie tendenziell mit steigender Differenz des Abflusses zum Vortag zu (Abb. 290).

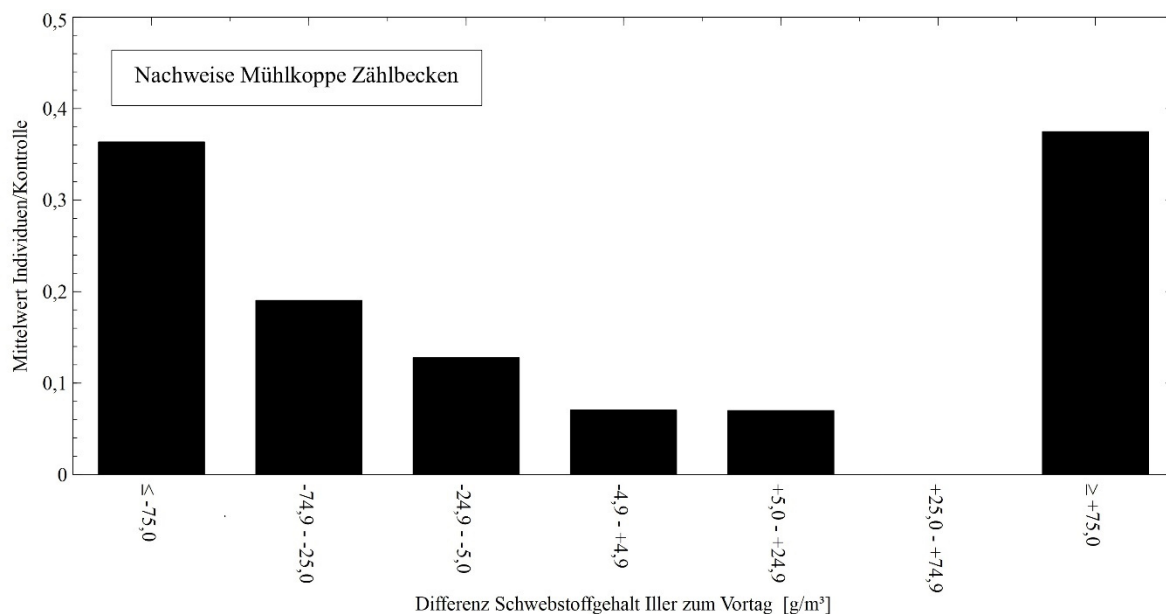


Abbildung 291: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkoppen, in Abhängigkeit von der Differenz des Schwebstoffgehalts der Iller zum Vortag.

Bei einem stark abnehmenden Schwebstoffgehalt der Iller mit Differenzen unter $-75,0 \text{ g/m}^3$ zum Vortag wurde eine hohe mittlere Individuenzahl von Mühlkoppen in den Zählbecken nachgewiesen (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,36 Individuen/Kontrolle). Mit weniger stark abnehmenden bis moderat zunehmenden **Differenzen des Schwebstoffgehalts** der Iller zum Vortag nahmen die mittleren Individuenzahlen zunächst nahezu beständig ab. Die höchste mittlere Individuenzahl von Mühlkoppen in den Zählbecken wurde bei Differenzen zum Vortag über $+75,0 \text{ g/m}^3$ dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,38 Individuen/Kontrolle; Abb. 291).

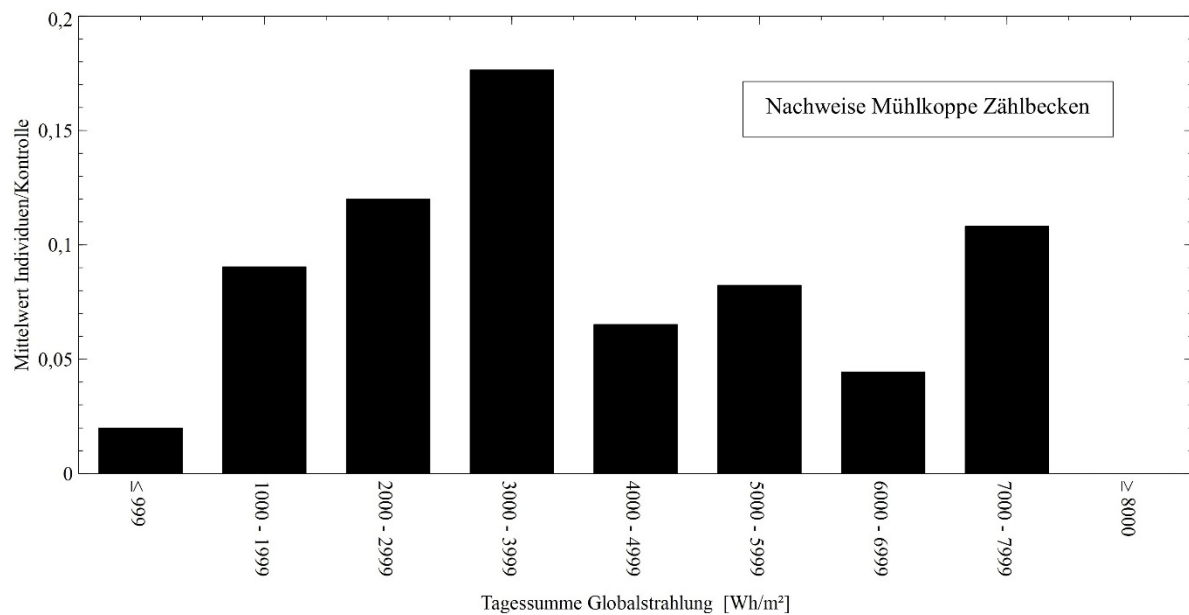


Abbildung 292: Mittelwerte der Summe der je Kontrolle in den fünf Zählbecken in den Fischwanderhilfen des Untersuchungsgebiets nachgewiesenen Mühlkoppen, in Abhängigkeit von der Tagessumme der Globalstrahlung.

Die mittleren Individuenzahlen von Mühlkoppen in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit von der **Globalstrahlung** eine unregelmäßige Verteilung. Die höchste mittlere Individuenzahl wurde bei einer Tagessumme von 3.000 bis 3.999 Wh/m² dokumentiert (Mittelwert der Summe der in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Individuen: 0,18 Individuen/Kontrolle). Bei Tagessummen über 8.000 Wh/m² wurden keine Mühlkoppen in den Zählbecken nachgewiesen (Abb. 292).

5.3.19 Weitere Arten

Von den zehn in den Zählbecken registrierten Rutten wurden zwei im November registriert, die restlichen acht zwischen Mai und August, mit den höchsten Individuenzahlen im Juli. Außer einem juvenilen Individuum mit 7 cm Gesamtlänge, wurden alle Rutten der Altersklasse adult zugeordnet und hatten Gesamtlängen von 43 bis 56 cm.

5.3.20 Korrelation der betrachteten Umweltfaktoren untereinander

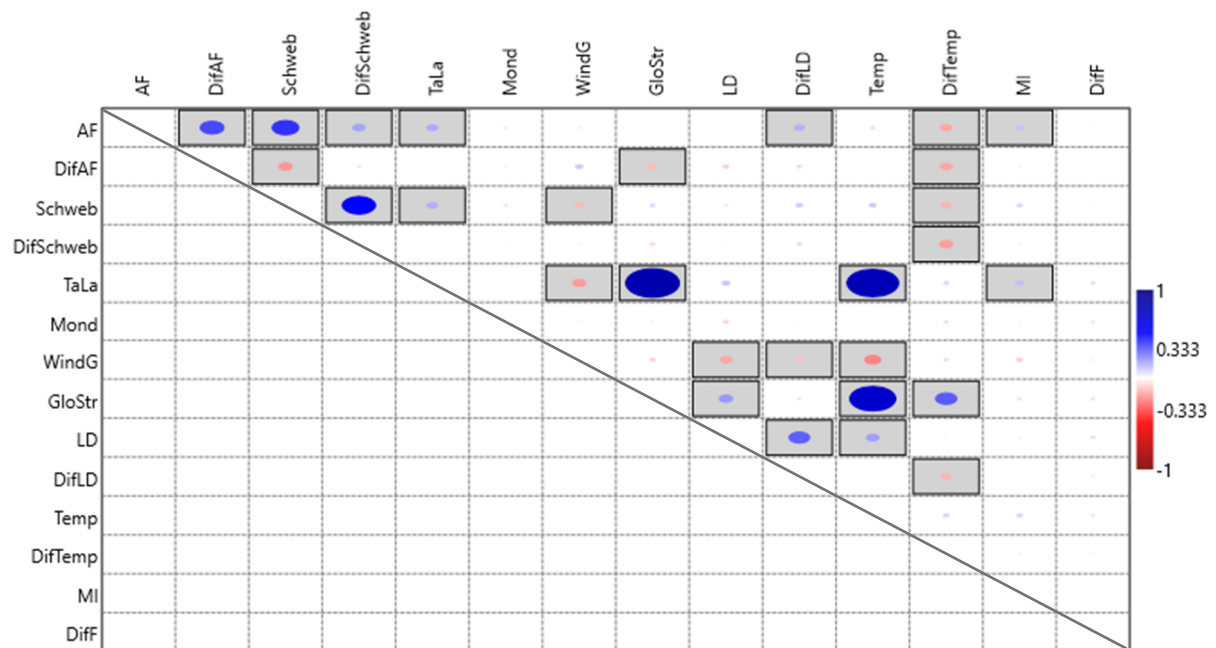


Abbildung 293: Korrelation (Pearson linear r) der untersuchten Umweltfaktoren untereinander. Die Größe und Farbe der Ellipse entspricht der Stärke der Korrelation, Boxen geben einen signifikanten Zusammenhang ($p < 0,05$; mit Bonferroni-Korrektur) an. AF = Abfluss, DifAF = Differenz des Abflusses zum Vortag, Schweb = Schwebstoffgehalt, DifSchweb = Differenz des Schwebstoffgehalts zum Vortag, TaLa = Tageslänge, Mond = Tag des Mondzyklus, WindG = Windgeschwindigkeit, GloStr = Globalstrahlung, LD = Luftdruck, DifLD = Differenz des Luftdrucks zum Vortag, Temp = Wassertemperatur, DifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag, MI = Magnitude Lokalbeben in Bayern, Diff = Differenz der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.

Zwischen der Tageslänge, der Wassertemperatur und der Globalstrahlung wurden signifikante, positive Korrelationen nachgewiesen (Pearson linear $r = 0,69$ bis $0,81$; $p < 0,05$). Ebenso wurde eine signifikante, positive Korrelation zwischen dem Abfluss und dem Schwebstoffgehalt dokumentiert (Pearson linear $r = 0,40$; $p < 0,05$; Abb. 293). Die genauen Korrelationen und p -Werte finden sich im Anhang III.

6. Diskussion

6.1 Elektrofischungen und Laichmonitoring

6.1.1 Allgemeine Betrachtung der Elektrofischung als durchgeführte Methodik zur Fischbestandserhebung im Hauptfluss und den Fischwanderhilfen

Elektrofischungen gelten als eine der effektivsten Methoden, um Fischbestände in Fließgewässern zu erheben (BEAUMONT et al., 2002). Im Vergleich zu anderen Methoden, wie beispielsweise Netzbefischungen, wird der Fischbestand hinsichtlich der Anzahl an gefangenen Individuen und nachgewiesenen Arten sowie Größenklassen durch Elektrofischungen deutlich exakter wiedergegeben (WILEY & TSAI, 1983; HAYES & BAIRD, 1994; GROWNS et al., 1996; PUGH & SCHRAMM, 1998; BEAUMONT et al., 2002). Daher werden auch Fischbestandserhebungen seitens Behörden und Ämtern mittels Elektrofischerei durchgeführt, sie ist auch die im Rahmen des Monitorings der EG-WRRL zur Aufnahme von Fischbeständen angewandte Methodik (DUßLING, 2009; SCHUBERT et al., 2018). Jedoch nimmt die Effektivität der Elektrofischung von Fließgewässern mit zunehmender Gewässerbreite ab (KENNEDY & STRANGE, 1981). Deshalb ist davon auszugehen, dass der Fischbestand der FWHs durch die Elektrofischungen genauer abgebildet wurde als der der UWs, weshalb sich die Fangzahlen der FWHs und UWs auch nicht absolut miteinander vergleichen lassen. Daher wurden für den Vergleich der Längenverteilung die relativen Fangzahlen verwendet, indem jeweils der Anteil von Individuen einer Längeneinheit am Gesamtfang aller Individuen der jeweiligen Art in dem betreffenden Gewässerkompartiment berechnet wurde. Ebenso ist durch die relativ hohe Gewässerbreite der Iller davon auszugehen, dass nur ein kleiner Teil der tatsächlich vorkommenden Individuen gefangen werden konnte (vgl. KENNEDY & STRANGE, 1981). Es sind auch arten- und größenselektive Effekte der Elektrofischerei bekannt (LIBOSVARSKY & LELEK, 1965; KENNEDY & STRANGE, 1981; BORGSTRØM & SKAALA, 1993), weshalb angenommen werden muss, dass manche Fischarten und Größenklassen im Ergebnis der Elektrofischungen über- bzw. unterrepräsentiert sind. Hiervon sind im Untersuchungsgebiet vermutlich besonders Fischarten betroffen, welche auch tiefe Gewässerbereiche besiedeln (z. B. adulte Barben und Huchen), da in Gewässerbereichen, welche tiefer als 2 m sind, die Fangeffektivität der

Elektrofischerei stark abnimmt (NELVA et al., 1979; PERSAT & COPP, 1990; PETER & ERB, 1996; HAUNSCHMID et al., 2010; MAUTHNER-WEBER, 2010). Ebenso wirken sich abiotische Faktoren wie Habitatstruktur, Substratbeschaffenheit und Fließgeschwindigkeit auf die Fangeffektivität der Elektrofischerei aus (JENSEN & JOHNSEN, 1988; PETER & ERB, 1996). Daher wurden im Rahmen dieser Arbeit die Fangzahlen der verschiedenen UWs nicht absolut miteinander verglichen, sondern nur die relativen Änderungen der Fangzahlen zwischen der ersten und letzten Elektrobefischung jeder UW.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden bei den Elektrobefischungen Zander, Kaulbarsch, Sonnenbarsch, Goldfisch und Hasel nicht nachgewiesen, obwohl diese in den Zählbecken dokumentiert wurden. Auch durch umfangreiche Elektrobefischungen können folglich nicht immer alle im Gewässer vorkommenden Arten nachgewiesen werden.

6.1.2 Äsche

Es wurde in allen UWs eine starke Zunahme der Fangzahlen der Äsche hin zum Jahr 2018 aufgezeigt, gefolgt von einer deutlichen Abnahme im Jahr 2019. Auch RECKENDORFER et al. (2019) stellten in jährlichen Befischungen zwischen 1990 und 2018 große jährliche Schwankungen in den Fangzahlen von Äschen fest, sowohl bei adulten Individuen als auch Äschen der Altersklasse 0+. Ebenso zeigten Untersuchungen von NÄSLUND et al. (2005) hohe Schwankungen der nachgewiesenen Individuenzahlen von Äschen, besonders von juvenilen Individuen. Dabei wiesen RECKENDORFER et al. (2019) nach, dass die Anzahl von Äschen der Altersklasse 0+ negativ mit dem maximalen Abfluss im Frühjahr korreliert. Ebenso war die Anzahl von Äschen der Altersklasse 0+ im Herbst in trockenen Jahren höher als in Jahren mit hohen Abflussereignissen (RECKENDORFER et al., 2019). Auch CLARK (1992) gibt einen negativen Zusammenhang zwischen der Höhe des Abflusses zur und nach der Laichzeit der Äsche und dem Laicherfolg an. Nach MALLET (1999) hängt die Überlebenswahrscheinlichkeit von Äschenlarven vor allem mit dem maximalen Abfluss in den ersten 150 Tagen nach der Eiablage zusammen (zitiert aus CHARLES et al., 2006).

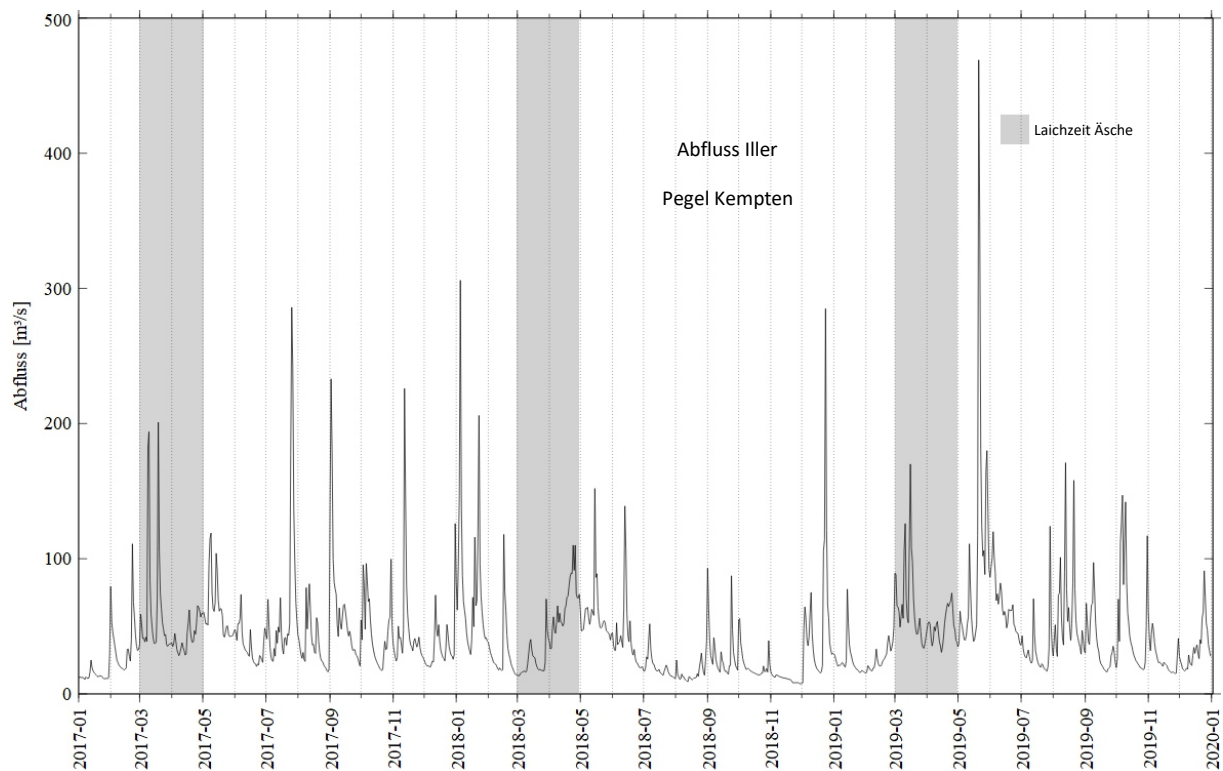


Abbildung 294: Abfluss (Tagesmittelwert) der Iller in m^3/s am Pegel Kempten sowie die Laichzeit der Äsche. Datenquelle: Gewässerkundlicher Dienst Bayern, 2020.

Der Abfluss der Iller stieg 2018 sowohl während als auch nach der Laichzeit der Äsche nie über $150 \text{ m}^3/\text{s}$ an (Abb. 294). 2019 wurden am Pegel Kempten unmittelbar nach der Laichzeit der Äsche Abflüsse bis $556 \text{ m}^3/\text{s}$ (21.05.2019) gemessen. Es wird davon ausgegangen, dass dadurch der Laicherfolg der Äsche 2019 stark vermindert wurde, wodurch die Fangzahlen von Äschen der Altersklasse 0+ 2019 gegenüber 2018 stark abgenommen haben. Die hohen Fangzahlen von Äschen der Altersklasse 0+ 2018 zeigen jedoch auch 2019 noch Auswirkungen. So haben die Fangzahlen von Äschen der Altersklasse juvenil zwischen 2016 und 2019 in allen restaurierten Unterwasserstrecken (UW4, UW6 und UW7) deutlich zugenommen, die relativen Zunahmen der Fangzahlen lagen dabei jeweils gleich oder höher als die Zunahme der Fangzahlen in der Referenzstrecke UW5. Somit konnte eine deutlich positive Auswirkung der umgesetzten Maßnahmenkonzepte auf die Äschenbestände in den Restaurierungstrecken aufgezeigt werden. Es kann als sicher angesehen werden, dass 2018 in den Restaurierungsstrecken alle Schlüsselhabitate in ausreichend hoher Habitatqualität für die dokumentierten hohen Vermehrungsraten vorhanden waren. Die in der UW8 ausbleibenden Zunahmen der Fangzahlen zeigen dabei auch, dass der

alleinige Bau einer naturnahen FWH mit Habitatfunktion ohne habitatverbessernde Maßnahmen im Hauptfluss nicht ausreicht, um die Individuenzahlen der Äsche in stark anthropogen beeinflussten Gewässerstrecken zu erhöhen. Auch LORENZ et al. (2013) zeigten einen positiven Einfluss von Restaurierungsmaßnahmen auf Äschenpopulationen auf.

Auch wenn keine Äschen beim Laichvorgang beobachtet werden konnten, kann durch die hohen Fangzahlen von Äschen der Altersklasse 0+ eine selbstständige und erfolgreiche Reproduktion der Äsche im Projektgebiet als sicher angesehen werden. Dabei kann jedoch nicht zweifelsfrei gesagt werden, ob der Ablaichvorgang in den FWHs oder UWs stattfindet. Es wurden jedoch während der Frühjahrsbefischungen sowohl in den UWs als auch in den FWHs juvenile Äschen mit Gesamtlängen von 3 und 4 cm gefangen, ebenso wurden Äschen in dieser Größe in den Zählbecken der FWHs nachgewiesen. Daher wird davon ausgegangen, dass Äschen Laichhabitate in den FWHs und den UWs nutzten, auch wenn die Larven aus den FWHs heraus in die UWs gedriftet sein könnten (vgl. HAUGEN & VØLLESTAD, 2000). PARKINSON et al. (1999) geben allerdings an, dass Äschen zum Laichen den Hauptfluss bevorzugen, während Bachforellen im Gegensatz dazu zum Laichen in Nebengewässer und Zuflüsse ziehen.

Die Längenverteilung bei den Elektrobefischungen in den FWHs und UWs zeigt, dass alle Größenklassen in beiden Gewässerkompartimenten vorkommen. Kleine juvenile Individuen wurden jedoch in deutlich höheren Anteilen in den UWs dokumentiert. Große juvenile und subadulte Äschen wurden dagegen in höheren Anteilen in den FWHs aufgezeigt als in den UWs, wobei die absoluten Individuenzahlen in den UWs höher waren. In den FWHs wurden im Gegensatz zu den UWs keine Äschen mit Gesamtlängen über 44 cm nachgewiesen. Aufgrund der Längenverteilung in den FWHs wird davon ausgegangen, dass in den Sommermonaten Äschen aller Altersklassen geeignete Habitate in den naturnah konstruierten FWHs vorfinden, besonders juvenile und subadulte Individuen wurden zahlreich in diesen nachgewiesen. Dies widerspricht den Ergebnissen von WIESNER et al. (2007), welche einer naturnah konstruierten FWH kaum eine Eignung als Habitat für Äschen zuschreiben, vor allem nicht für juvenile Stadien. MEULENBROEK et al. (2018) wiesen ausschließlich juvenile Äschen in einer FWH nach. Von JUNGWIRTH (1996) wurden in einer FWH nur juvenile und adulte Äschen gefangen, jedoch keine Äschen der Altersklasse 0+. Im Rahmen dieser Untersuchung ist ebenfalls auffällig, dass die höchsten Individuenzahlen pro 100 m Befischungsstrecke von juvenilen Äschen in der

technisch konstruierten FWH5 gefangen wurden. Eine Erklärung hierfür kann in der hohen Biomasse von Makrozoobenthos in der FWH5 liegen (EPPLÉ, 2016), wodurch Fische von einem hohen Nahrungsangebot profitieren (vgl. Kap. 6.5). Während der Elektrofischungen der FWHs im Winter 2018 wurden kaum Äschen nachgewiesen. Dies kann damit begründet werden, dass Äschen im Winter tiefere Gewässerbereiche bevorzugen (NYKÄNEN, 2004; NYKÄNEN et al., 2004 b). Daher wird davon ausgegangen, dass Äschen im Winter die FWHs verlassen und tiefere Bereiche im Hauptfluss aufsuchen. Die aus den Ergebnissen und der Diskussion erarbeiteten Präferenzen zwischen dem Hauptfluss und den FWHs werden in Abb. 295 dargestellt.

Vereinfachter Überblick über die während des Lebenszyklus der Äsche im Untersuchungsgebiet der mittleren Iller genutzten Gewässerkompartimente

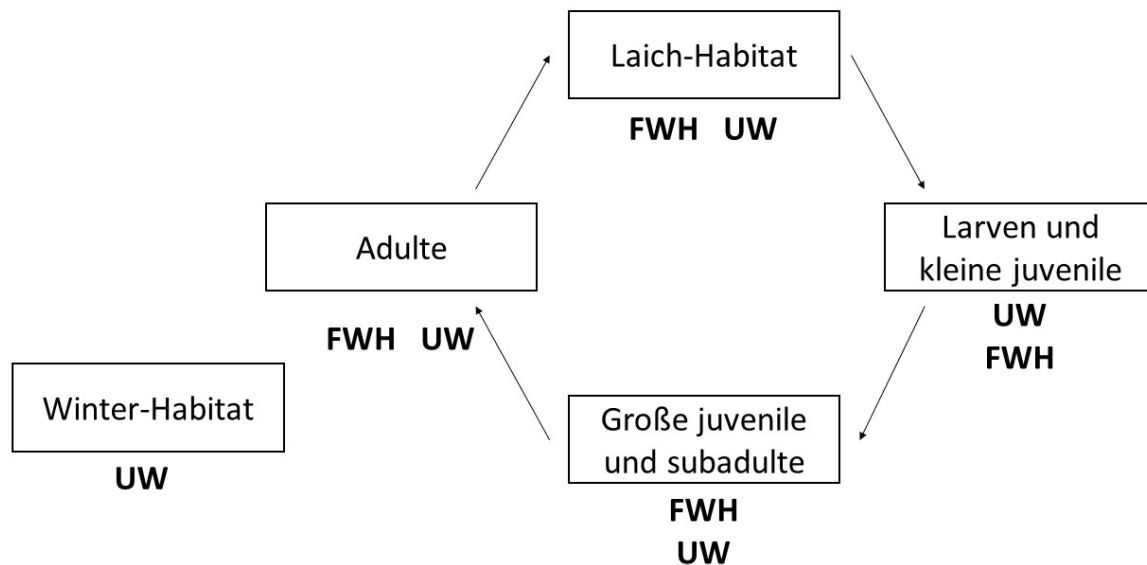


Abbildung 295: Vereinfachter Überblick über die während ausgesuchter Stadien des Lebenszyklus der Äsche im Untersuchungsgebiet genutzten untersuchten Gewässerkompartimente. UW = Hauptfluss Iller, FWH = (naturnah konstruierte) Fischwanderhilfen. Bei zwei übereinanderstehenden Gewässerkompartimenten gibt jeweils das obere das Gewässerkompartiment an, in dem ein höherer Anteil der betreffenden Entwicklungsphase nachgewiesen wurde. Bei zwei nebeneinanderstehenden Gewässerkompartimenten konnte keine Präferenz für ein Gewässerkompartiment abgeleitet werden.

6.1.3 Bachforelle

Nach den Restaurierungsmaßnahmen nahmen die Fangzahlen von Bachforellen der Altersklasse 0+ in allen drei Versuchsstrecken UW4, UW6 und UW7 zu. Dagegen konnte in der Gewässerstrecke ohne Restaurierungsmaßnahmen im Hauptfluss UW8 keine Zunahme der Fangzahlen von Bachforellen der Altersklasse 0+ aufgezeigt werden. Der Vergleich der Fangzahlen der Herbstbefischungen 2016 und 2019 täuscht hier jedoch, da Bachforellen der Altersklasse 0+ zu einem großen Teil bei den Frühjahrsbefischungen gefangen wurden. Demnach lassen sich die Auswirkungen der Restaurierungsmaßnahmen auf die Bachforelle als positiv bewerten. In der vorhandenen Literatur werden positive Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf Bachforellen nicht immer aufgezeigt und kontrovers diskutiert. Mehrere Publikationen zeigen einen positiven Einfluss von Substratzugaben und Restaurierungsmaßnahmen auf Bachforellen (z. B. NÄSLUND 1989; PALM et al., 2007, LORENZ et al., 2013; PULG et al., 2013). Dagegen konnte von ZEH & DÖNNI (1994) kein erfolgreiches Ablachen von Bachforellen auf neu geschaffenen Kieslaichplätzen belegt werden. Erstaunlich ist, dass selbst Metastudien zu unterschiedlichen Aussagen kommen. So dokumentierten WHITEWAY et al. (2010) in einer Metastudie einen signifikant positiven Effekt von Restaurierungsmaßnahmen auf Salmoniden, unter anderem auch auf die Bachforelle. Eine Metastudie von STEWART et al. (2009) kommt dagegen zu einem nicht eindeutigen Ergebnis. Demnach zeigen Strukturierungsmaßnahmen gerade in größeren Flüssen keinen positiven Einfluss auf Populationen von Salmoniden, unter anderem auf die Bachforelle. Daher unterstützen sie aus wissenschaftlicher Sicht nicht die Durchführung solcher Maßnahmen, vor allem nicht in größeren Flüssen. Jedoch wurden hier keine Maßnahmen mit Geschiebezugaben untersucht. Hierin kann auch begründet werden, wieso trotzdem im Untersuchungsgebiet gerade die Fangzahlen von Bachforellen der Altersklasse 0+ zunahmen. In der Iller wurden die Strukturierungsmaßnahmen mit Kieszugaben kombiniert und dienten vor allem der Schaffung und Erhaltung von kiesigen Gewässerstrukturen, welche zuvor in der Iller weitgehend gefehlt haben.

Die Längenverteilung zeigt, dass in den FWHs Bachforellen aller Größen- und Altersklassen vorkommen. In den FWHs wurden dabei in besonders hohen Anteilen kleine juvenile und larvale Bachforellen dokumentiert, welche in den UWs in geringeren Anteilen nachgewiesen wurden. Daher wird davon ausgegangen, dass

kleine juvenile Bachforellen die naturnah konstruierten FWHs als Habitat gegenüber dem Hauptfluss bevorzugen. Adulte Bachforellen wurden dagegen im Hauptfluss in deutlich höheren Anteilen als in den FWHs nachgewiesen. Große juvenile und subadulte Individuen wurden in den UWs und FWHs in ähnlichen Anteilen dokumentiert. In der technisch gebauten FWH5 fehlten allerdings Bachforellen der Altersklasse 0+ völlig. Dies wird damit begründet, dass Bachforellen der Altersklasse 0+ aufgrund der Absenz von flachen, strömungsberuhigten Habitats, welche als Larval- und Juvenilhabitate genutzt werden (vgl. ROUSSEL & BARDONNET, 1999; DEGERMANN et al., 2000), in dieser keine geeigneten Lebensräume finden. Technisch konstruierte FWHs werden als ungeeignete Lebensräume für Bachforellen der Altersklasse 0+ betrachtet. Besonders in der FWH7 wurden zahlreiche Laichgruben von Bachforellen dokumentiert. FWHs können ein wichtiges Laichhabitat für Bachforellen darstellen.

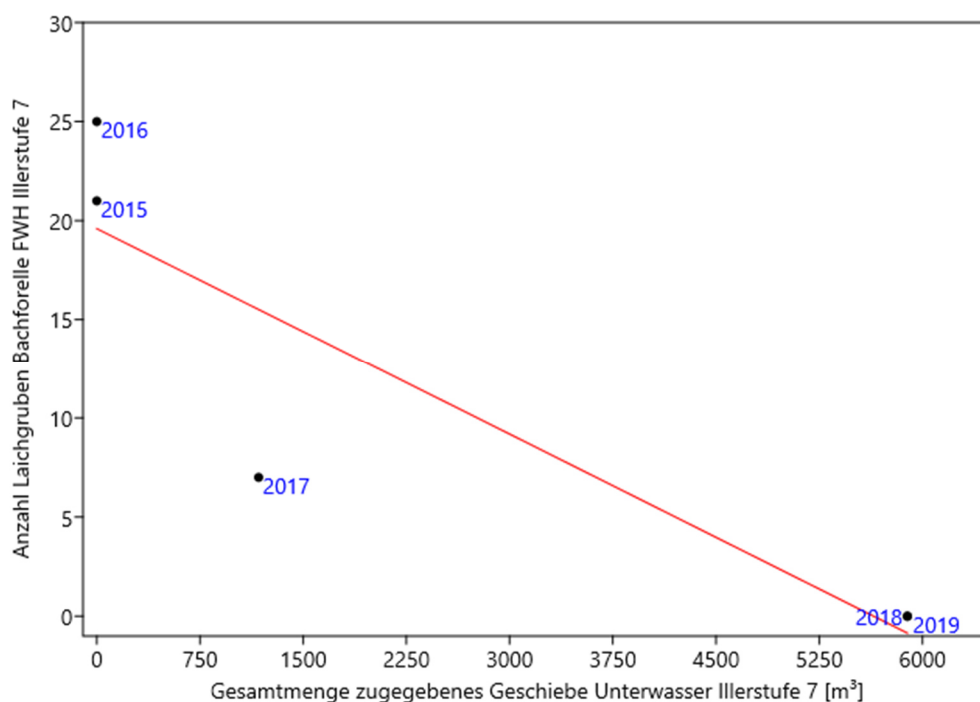


Abbildung 296: Zusammenhang zwischen der Anzahl von Laichgruben der Bachforelle in der Fischwanderhilfe (FWH) um die Illerstufe 7 und der Gesamtmenge des im Unterwasser der Illerstufe 7 in den Hauptfluss zugegebenen Geschiebes. Die Gerade der linearen Regression wurde rot eingezeichnet (Regressionskoeffizient: -0,0035, Intercept: 19,59).
Pearson linear r: -0,9, $p < 0,05$.

Der Vergleich mit vorhandener Literatur zeigt, dass auch andere FWHs von Bachforellen als Habitat genutzt werden. SANTOS et al. (2005) und JANSEN et al. (2009) wiesen zahlreiche Bachforellen in naturnahen FWHs nach. JANSEN et al. (2009) fingen

dabei auch Individuen der Altersklasse 0+. Ebenso dokumentierten MEULENBROEK et al. (2018) das Vorkommen von Bachforellen in einer naturnahen FWH an der Donau, allerdings nur Individuen der Altersklassen adult und juvenil, keine Larven. KOLJONEN et al. (2016) sprechen FWHs eine hohe Eignung als Laichhabitat für Bachforellen zu. Dagegen konnten MEULENBROEK et al. (2018) keine laichenden Bachforellen in einer FWH der Donau nachweisen.

Die Anzahl an gesichteten Laichgruben in der FWH7 nahm zwischen 2015 und 2019 deutlich ab. Gleichzeitig haben auch die Fangzahlen von Individuen der Altersklasse 0+ in der FWH7 zwischen 2017 und 2019 ab- und in der UW7 zugenommen. Dies kann ein Hinweis darauf sein, dass Bachforellen die Laichplätze in der FWH nur nutzen, wenn im Hauptstrom keine geeigneten Laichplätze verfügbar sind. Sobald geeignete Laichplätze im Hauptstrom vorhanden sind, werden diese womöglich denen in den FWHs vorgezogen. Diese Hypothese kann jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht eindeutig belegt werden, auch wenn am Beispiel der Illerstufe 7 eine hoch negative Korrelation sowie ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Anzahl von Laichgruben der Bachforelle in der FWH7 und der Gesamtmenge von zugegebenem Geschiebe in der UW7 vorliegt (Pearson linear $r: -0,9$, $p < 0,05$; Abb. 296). Da keine Veröffentlichungen bekannt sind, welche dieser Fragestellung nachgehen, wird diese für spätere Untersuchungen empfohlen.

Auch während der Winterbefischung wurden Bachforellen aller Altersklassen in den naturnah gebauten FWHs nachgewiesen. Dies kann damit erklärt werden, dass Bachforellen, im Winter zwar eher niedrigere Strömungsgeschwindigkeiten, aber keine bestimmte Wassertiefe bevorzugen (ENDERS et al., 2007). Somit besteht für die Bachforelle keine Notwendigkeit, im Winter die FWHs hin zu tieferen Habitaten im Hauptfluss zu verlassen. Bachforellen können in geeigneten FWHs in allen Stadien ihres Entwicklungszyklus geeignete Lebensräume finden. Die aus den Ergebnissen und der Diskussion erarbeiteten Präferenzen zwischen dem Hauptfluss und den FWHs während des Lebenszyklus der Bachforelle werden in Abb. 297 dargestellt.

Vereinfachter Überblick über die während des Lebenszyklus der Bachforelle im Untersuchungsgebiet der mittleren Iller genutzten Gewässerkompartimente

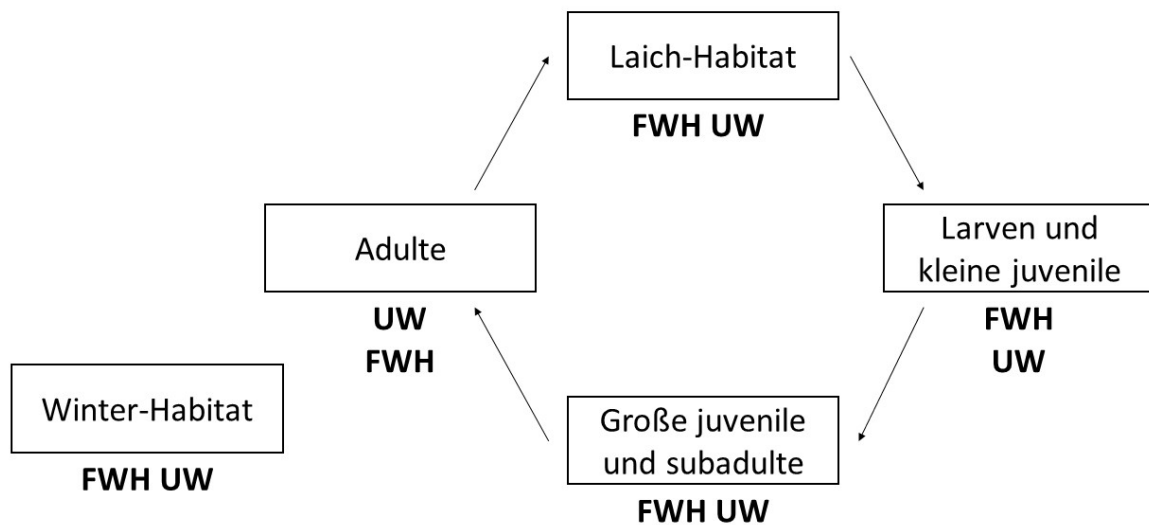


Abbildung 297: Vereinfachter Überblick über die während ausgesuchter Stadien des Lebenszyklus der Bachforelle im Untersuchungsgebiet genutzten untersuchten Gewässerkompartimente. UW = Hauptfluss Iller, FWH = (naturnah konstruierte) Fischwanderhilfen. Bei zwei übereinanderstehenden Gewässerkompartimenten gibt jeweils das obere das Gewässerkompartiment an, in dem ein höherer Anteil der betreffenden Entwicklungsphase nachgewiesen wurde. Bei zwei nebeneinanderstehenden Gewässerkompartimenten konnte keine Präferenz für ein Gewässerkompartiment abgeleitet werden.

6.1.4 Huchen

Juvenile Huchen in der UW6 und UW7 stammen mit hoher Wahrscheinlichkeit aus Besatzmaßnahmen. Während den Befischungen 2019 wurden in keiner UW Huchen der Altersklasse 0+ nachgewiesen. In der UW4 nahmen die Fangzahlen von Huchen der Altersklasse 0+ zwischen 2017 und 2018 deutlich zu, auch hier wurden 2019 keine Huchen der Altersklasse 0+ gefangen. Ebenso wie die Äsche ist auch der Huchen ein Frühjahrs-laicher, dessen Laichzeitpunkt 2019 ebenfalls unmittelbar vor dem Hochwasserereignis Ende Mai 2019 lag (maximal 556 m³/s am Pegel Kempten, 21.05.2019; Abb. 298). HANFLAND et al. (2015) beschreiben negative Einflüsse von Hochwasserereignissen auf den Bruterfolg von Huchen. Deshalb wird davon ausgegangen, dass aufgrund der Wasserführung der Iller 2019 der Laicherfolg des Huchens eingeschränkt war. Eine Zunahme des Huchenbestands im Untersuchungsgebiet durch die umgesetzten Maßnahmenkonzepte kann auf Basis der erhobenen Daten nicht belegt werden, jedoch die erfolgreiche und eigenständige

Reproduktion. Da diese in vielen Gewässern nicht mehr gegeben und als Ausnahme anzusehen ist (HANEL et al., 2013; WITKOWSKI et al., 2013), ist dies bereits als Erfolg zu werten. In einer groß angelegten Untersuchung eines Restaurierungsprojekts in Österreich konnten SCHMUTZ et al. (2001) ebenso keine eindeutigen Auswirkungen auf den Huchenbestand belegen.

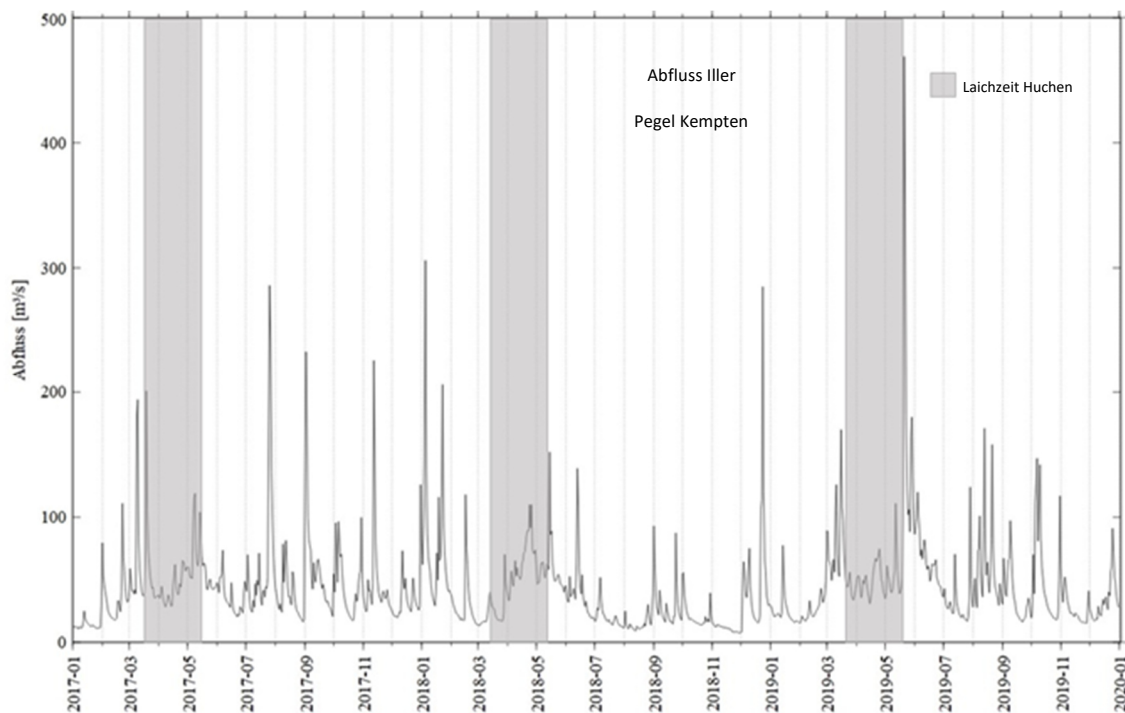


Abbildung 298: Abfluss (Tagesmittelwert) der Iller in m^3/s am Pegel Kempten sowie die Laichzeit des Huchens. Datenquelle: Gewässerkundlicher Dienst Bayern, 2020.

In der vorliegenden Arbeit wurde belegt, dass Huchen naturnah konstruierte FWHs, in diesem Fall die FWH6 und FWH7, als Laichhabitate nutzen. Auch HANFLAND et al. (2015) beschreiben naturnah gebaute FWHs als potenziell geeignete Laichhabitate für Huchen und dokumentieren das Abbläichen in einer FWH am Lech. Auffällig war, dass sämtliche Huchen in der FWH6 in beschatteten Bereichen abgelaicht haben, wohingegen nach HOLZER (2011) nicht beschattete Laichplätze bevorzugt werden. Da an der Illerstufe 4 in der UW regelmäßig Huchen der Altersklasse 0+ gefangen wurden, ohne dass in der FWH4 Huchen beim Laichen beobachtet wurden, wird angenommen, dass dort im Gegensatz zur Illerstufe 6 Huchen in der UW und nicht in der FWH ablaichen. Im Untersuchungsgebiet wurden allerdings trotz des Abbläichens keine Huchen der Altersklasse 0+ in den FWHs nachgewiesen. Daher wird davon

ausgegangen, dass diese in den FWHs keine geeigneten Habitate finden und die Larven des Huchens nach dem Schlupf in den Hauptfluss ziehen oder in diesen verdriftet werden. In den FWHs wurden vor allem juvenile und frisch geschlechtsreife Huchen nachgewiesen. Dies deckt sich weitgehend mit den Ergebnissen von MEULENBROEK et al. (2018), welche in FWHs ausschließlich juvenile Huchen nachweisen konnten. Große adulte Huchen mit einer Gesamtlänge über 80 cm wurden im Rahmen dieser Arbeit nur in den UWs gefangen. Die Längenverteilung des Huchens in den UWs des Untersuchungsgebiets ist dabei der, der Pielach ähnlich, in welcher angenommen wird, dass der Huchenbestand nahe an der natürlichen Kapazitätsgrenze liegt (SCHMUTZ et al., 2001). Da auch während der Winterbefischungen juvenile und gerade geschlechtsreife Huchen in den FWHs gefangen wurden, wird davon ausgegangen, dass Huchen die naturnahen FWHs des Untersuchungsgebiets ganzjährig als geeignetes Habitat nutzen. In der technisch gebauten FWH5 wurden dagegen keine Huchen gefangen. Es wird gefolgert, dass technisch konstruierte FWHs keine Habitatfunktionen für Huchen erfüllen können.

Vereinfachter Überblick über die während des Lebenszyklus des Huchens im Untersuchungsgebiet der mittleren Iller genutzten Gewässerkompartimente

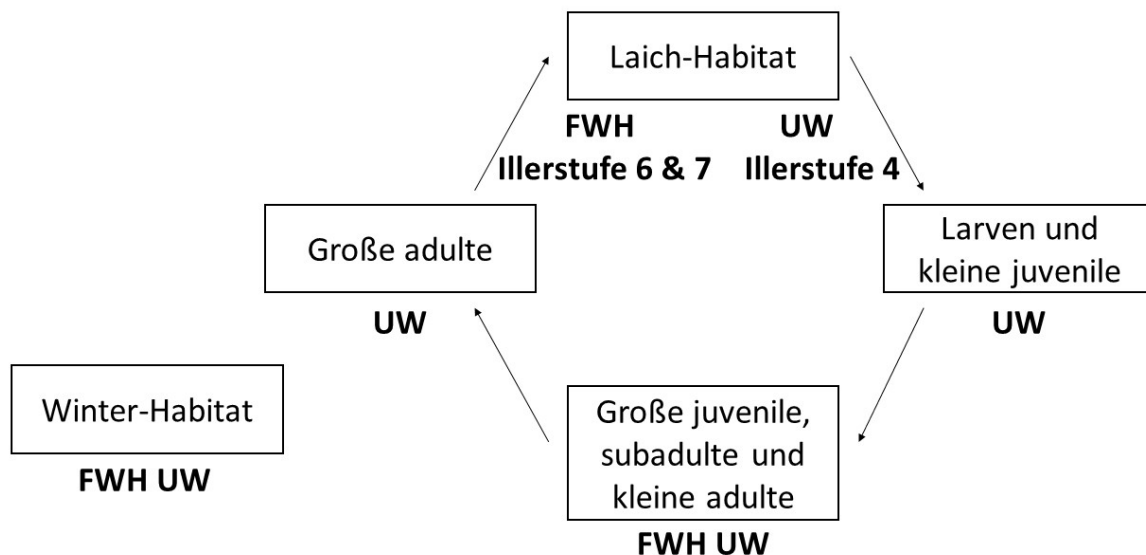


Abbildung 299: Vereinfachter Überblick über die während ausgesuchter Stadien des Lebenszyklus des Huchens im Untersuchungsgebiet genutzten untersuchten Gewässerkompartimente. UW = Hauptfluss Iller, FWH = (naturnah konstruierte) Fischwanderhilfen. Bei zwei übereinanderstehenden Gewässerkompartimenten gibt jeweils das obere das Gewässerkompartiment an, in dem ein höherer Anteil der betreffenden Entwicklungsphase nachgewiesen wurde. Bei zwei nebeneinanderstehenden Gewässerkompartimenten konnte keine Präferenz für ein Gewässerkompartiment abgeleitet werden.

Die aus den Ergebnissen und der Diskussion erarbeiteten Präferenzen zwischen dem Hauptfluss und den naturnah konstruierten FWHs während des Lebenszyklus des Huchens werden in Abb. 299 dargestellt.

6.1.5 Regenbogenforelle

Die Fänge adulter Regenbogenforellen stellen mit hoher Wahrscheinlichkeit primär Besatzfische dar, welche in allen Gewässerstrecken des Untersuchungsgebiets außer der UW6 besetzt werden (mündliche Aussagen Simon Weishaupt, Bezirksfischereiverein Memmingen e. V., 2019; Berndt Öhler, Fischereiberechtigter der UW6, 2019; Klaus Baumgartner, Fischereiverein Neugablonz e. V., 2019). Dennoch wurden auch dort besonders 2019 zahlreiche adulte Regenbogenforellen gefangen. Da über die FWH7 2019 der Aufstieg von 47 adulten Regenbogenforellen dokumentiert wurde und 44 adulte Regenbogenforellen während der Elektrofischungen in der UW6 gefangen wurden, wird davon ausgegangen, dass auch Regenbogenforellen aus den Gewässerstrecken oberhalb der Illerstufe 6 über diese hinweg in die UW6 verdriftet wurden.

In allen Gewässerstrecken wurden zudem Regenbogenforellen der Altersklasse 0+ nachgewiesen, welche in keiner Gewässerstrecke besetzt wurden (mündliche Aussagen Simon Weishaupt, Bezirksfischereiverein Memmingen e. V., 2019; Berndt Öhler, Fischereiberechtigter der UW6, 2019; Klaus Baumgartner, Fischereiverein Neugablonz e. V., 2019). Es ist jedoch kein Jahr ersichtlich, in dem über alle Versuchsstrecken hinweg besonders viele Regenbogenforellen der Altersklassen 0+ dokumentiert wurden. Vielmehr wurden in einzelnen Jahren in einzelnen UWs Regenbogenforellen der Altersklasse 0+ gefangen, ohne dass im selben Jahr in den anderen UWs ebenso Individuen der Altersklasse 0+ nachgewiesen wurden. Somit lassen sich keine Jahre aufzeigen, in welchen Regenbogenforellen aufgrund der Umweltfaktoren des betreffenden Jahres in allen UWs erfolgreich abgelaicht haben. Die natürliche Reproduktion von Regenbogenforellen wird jedoch in allen Gewässerstrecken des Untersuchungsgebiets als erwiesen angesehen. Dies ist auch in anderen europäischen Gewässern belegt (CANDIOTTO et al., 2011; VINCENZI et al., 2011; STANKOVIC et al., 2015; STANKOVIC et al., 2016). ZEH & DÖNNI (1994) zeigten dagegen im Rahmen eines Renaturierungsprojekts am Hochrhein kein erfolgreiches

Ablaichen von Regenbogenforellen. Ob sich im Untersuchungsgebiet durch das Ablaichen der Regenbogenforelle auch eine sich selbstständig erhaltende Population einstellt, wird sich erst in den kommenden Jahren zeigen.

In den naturnahen Fischwanderhilfen wurden Regenbogenforellen aller Größen- und Altersklassen nachgewiesen. Sie bieten damit nicht nur juvenilen Stadien, sondern auch großen adulten Exemplaren geeignete Lebensräume. In besonders hohen Anteilen wurden jedoch Regenbogenforellen der Altersklasse 0+ nachgewiesen, vor allem in der FWH7. Auch während der Winterbefischungen wurden in allen naturnah konstruierten FWHs Regenbogenforellen nachgewiesen. Naturnah konstruierte FWHs stellen für Regenbogenforellen aller Größenklassen über das gesamte Jahr hinweg geeignete Lebensräume dar, dabei besonders auch für die Altersklasse 0+. Die grundsätzliche Eignung von naturnah konstruierten FWHs als dauerhaftes Habitat für Regenbogenforellen deckt sich mit anderen Untersuchungen und wurde bereits von JUNGWIRTH (1996) und WIESNER et al. (2007) aufgezeigt.

Da in der technisch konstruierten FWH5 keine Regenbogenforellen während der Elektrobefischungen gefangen wurden, wird davon ausgegangen, dass technisch konstruierte FWHs für Regenbogenforellen aller Altersklassen keine geeigneten dauerhaften Lebensräume darstellen und nur temporär als Migrationskorridor genutzt werden. Auch WIESNER et al. (2007) konnten in einem technischen Vertical-Slot Pass keine Regenbogenforellen nachweisen.

Es konnten keine klaren Präferenzen der Habitatnutzungen der verschiedenen Altersklassen zwischen den FWHs und dem Hauptfluss erarbeitet werden, weshalb dazu für die Regenbogenforelle keine Grafik erstellt wurde.

6.1.6 Barbe

Die Fangzahlen aller Altersklassen der Barbe haben in den restaurierten UW4, UW6 und UW7 zwischen 2016 und 2019 zugenommen. Die Restaurierungsmaßnahmen haben sich deutlich positiv auf den Bestand der Barbe im Untersuchungsgebiet ausgewirkt. Auch BRANCO et al. (2013) zeigten einen positiven Einfluss von Restaurierungsmaßnahmen im Hauptfluss auf die nahe verwandte Iberische Barbe (*Luciobarbus bocagei*). Nach BRITTON & PEGG (2011) muss bei Renaturierungsprojekten zur Förderung der Barbe vor allem auf die Schaffung und Verknüpfung von Habitaten geachtet werden. Dies entspricht den Hauptaspekten des ISOBEL-Projekts. Die positive Bestandsentwicklung zeigt, dass im Untersuchungsgebiet alle Schlüsselhabitate für die Barbe vorhanden und entsprechend verknüpft sein mussten. Die Reduzierung des Schwellbetriebs im Untersuchungsgebiet, trägt vermutlich zusätzlich zur Förderung der Barbe bei (vgl. BOAVIDA et al., 2015, nahe verwandte Iberische Barbe).

In der UW8 wurden deutlich weniger stark ausgeprägte Zunahmen der Fangzahlen aufgezeigt. Dies wird durch die fehlenden Restaurierungsmaßnahmen im Hauptfluss begründet, weshalb davon ausgegangen wird, dass der alleinige Bau einer naturnahen FWH mit Habitatfunktion nicht ausreicht, um die Bestände der Barbe in stark anthropogen beeinflussten Gewässerstrecken zu erhöhen.

Auch bei der Barbe haben in allen UWs außer der UW6 die Fangzahlen besonders der Altersklasse 0+ hin zum Jahr 2018 deutlich zu-, dann jedoch 2019 wieder abgenommen. Dies wurde in der UW6 nicht dokumentiert. Da die Laichzeit der Barbe 2019 erst nach dem Frühjahrshochwasser lag (Abb. 300), ist dies nicht so deutlich wie bei anderen Arten über den Abfluss begründbar. Allerdings wurden 2019 im Gegensatz zu 2018 auch nach der Laichzeit noch höhere Abflussereignisse registriert. Dennoch kann die Abnahme der Fangzahlen 2019, besonders der Altersklasse 0+, sowie der Unterschied zu der UW6 aus den vorhandenen Daten nicht klar erklärt werden.

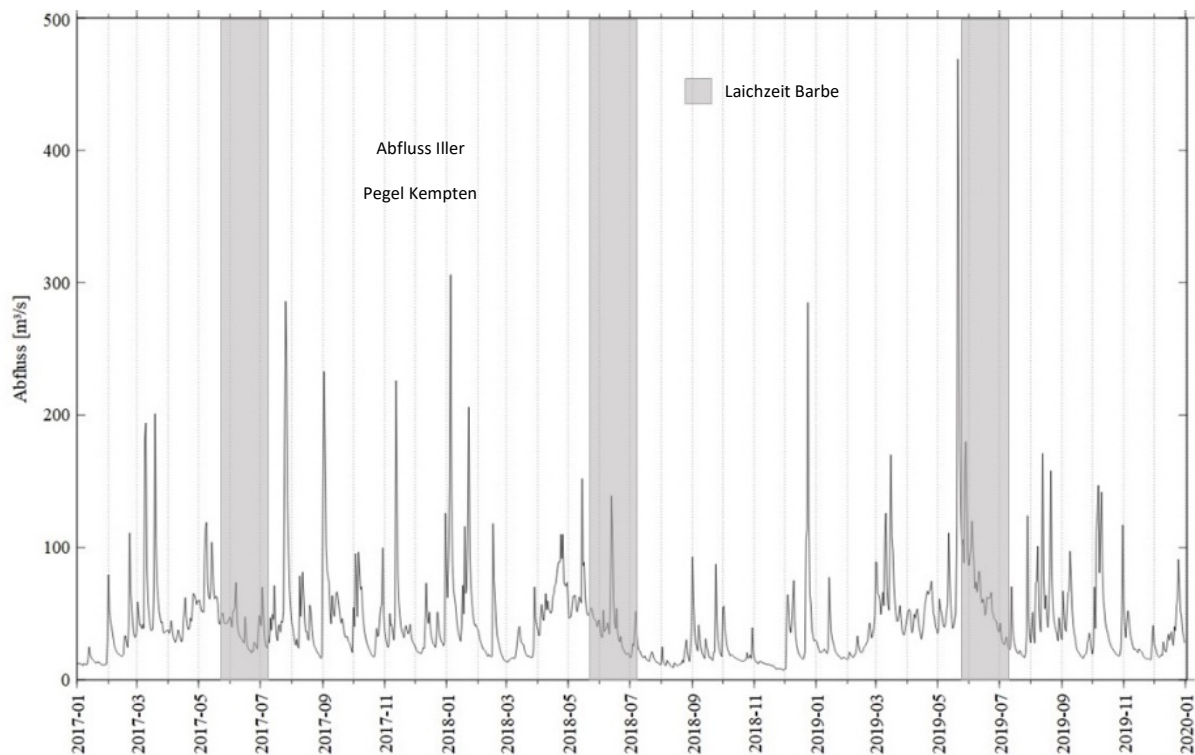


Abbildung 300: Abfluss (Tagesmittelwert) der Iller in m^3/s am Pegel Kempton sowie die Laichzeit der Barbe. Datenquelle: Gewässerkundlicher Dienst Bayern, 2020.

Obwohl die abiotischen Anforderungen hinsichtlich Gewässertiefe und Strömungsgeschwindigkeit von Laichplätzen der Barbe (MELCHER & SCHMUTZ, 2010) in den naturnah konstruierten FWHs gegeben waren, konnte kein Ablachen von Barben in diesen nachgewiesen werden. Ebenso wurde während der Frühjahrsbefischungen der Großteil der Barben der Altersklasse 0+ in den UWs gefangen. Es ist als gesichert anzusehen, dass Barben im Untersuchungsgebiet ausschließlich im Hauptfluss ablaichen und die FWHs nicht als Laichhabitat nutzen.

Andere Untersuchungen zeigen dagegen ein Ablachen von Barben in FWHs (EBERSTALLER et al., 2001; MEULENBROEK et al., 2018). Allerdings hatte die von EBERSTALLER et al. (2001) und MEULENBROEK et al. (2018) untersuchte FWH mit einer Dotation bis $3,6 \text{ m}^3/\text{s}$ einen deutlich höheren Durchfluss als die FWHs im Untersuchungsgebiet. Nach MELCHER & SCHMUTZ (2010) nutzen Barben Laichhabitate mit einer Fläche zwischen 80 und 750 m^2 und damit deutlich größere Laichhabitate als Nasen (Fläche zwischen 42 und 210 m^2), welche in den FWHs des Untersuchungsgebiets abgelacht haben. Daher wird davon ausgegangen, dass die FWHs des Untersuchungsgebiets zu klein sind, um Barben das Ablachen in diesen

zu ermöglichen. Deshalb sind gerade für die Barbe geeignete Laich- und Larvalhabitate im Hauptfluss essenziell und dürfen bei zukünftigen Restaurierungs- und Unterhaltsmaßnahmen nicht vernachlässigt werden. Des Weiteren ist bei der Längenverteilung der Barbe auffallend, dass juvenile Individuen ab einer Gesamtlänge von rund 15 cm in den UWs nur in sehr geringen Anteilen nachgewiesen wurden, jedoch in den FWHs in vergleichsweise hohen. Folglich wird angenommen, dass juvenile Barben ab einer Gesamtlänge von rund 15 cm die UWs hin zu den FWHs verlassen und dann primär die FWHs als Juvenilhabitat nutzen (Abb. 301). Große Barben ab einer Gesamtlänge von rund 50 cm wurden wiederum ausschließlich in den UWs nachgewiesen. Es wird daher davon ausgegangen, dass die FWHs des Untersuchungsgebiets nicht als Habitat für große adulte Barben geeignet sind (Abb. 301). HEIß et al. (2019) begründen das Fehlen von Barben in einer FWH mit der mangelnden Auffindbarkeit des Einstiegs der FWH. Dies ist jedoch im Rahmen dieser Untersuchung nicht der Fall, da in den Zählbecken der FWHs Barben aller Größenklassen nachgewiesen worden sind, ebenso zahlreiche Barben mit einer Gesamtlänge über 50 cm.

Vereinfachter Überblick über die während des Lebenszyklus der Barbe im Untersuchungsgebiet der mittleren Iller genutzten Gewässerkompartimente

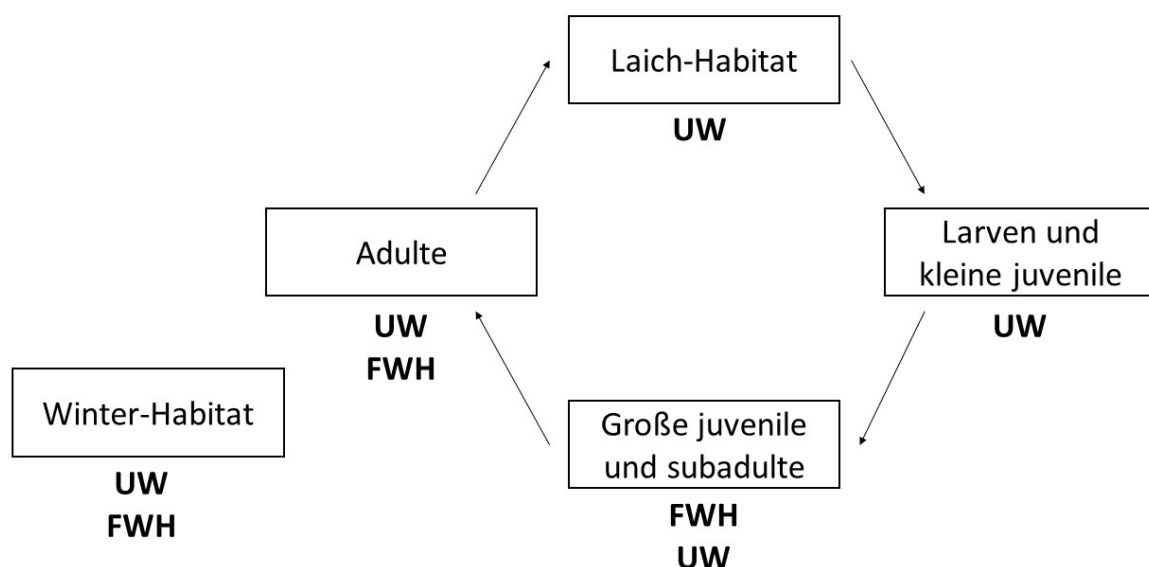


Abbildung 301: Vereinfachter Überblick über die während ausgesuchter Stadien des Lebenszyklus der Barbe im Untersuchungsgebiet genutzten untersuchten Gewässerkompartimente. UW = Hauptfluss Iller, FWH = (naturnah konstruierte) Fischwanderhilfen. Bei zwei übereinanderstehenden Gewässerkompartimenten gibt jeweils das obere das Gewässerkompartiment an, in dem ein höherer Anteil der betreffenden Entwicklungsphase nachgewiesen wurde. Bei zwei nebeneinanderstehenden Gewässerkompartimenten konnte keine Präferenz für ein Gewässerkompartiment abgeleitet werden.

Ebenso wie bei der Äsche wurden auch von juvenilen Barben hohe Individuenzahlen je 100 m Befischungsstrecke in der technisch konstruierten FWH5 dokumentiert. Dies wird analog zur Äsche über das hohe Nahrungsvorkommen in der FWH5 begründet (vgl. Kap. 6.1.2; vgl. Kap. 6.5).

6.1.7 Döbel

Die Fangzahlen des Döbels in den UWs zeigen einen ähnlichen Verlauf wie die der Barbe. Zwischen 2017 und 2018 kam es in allen UWs außer der UW8 zu einem Anstieg der Fangzahlen, besonders der Altersklasse 0+. Hin zum Jahr 2019 nahmen die Fangzahlen, besonders der Altersklasse 0+, in allen UWs außer der UW6 wieder ab. Die Laichzeit des Döbels lag größtenteils nach dem Hochwasser 2019 (Abb. 302). Jedoch wurden in den Sommermonaten nach der Laichzeit des Döbels 2019 im Gegensatz zu 2018 vermehrt hohe Abflüsse aufgezeichnet. Eine Beeinflussung des Laicherfolgs des Döbels 2019 durch hohe Abflüsse kann daher nicht ausgeschlossen werden, ist jedoch weniger deutlich ersichtlich als beispielsweise bei der Äsche. Für den Döbel kann die Abnahme der Fangzahlen 2019, besonders der Altersklasse 0+, sowie der Unterschied zu der UW6 aus den vorhandenen Daten nicht klar erklärt werden. Auch wenn der Döbel als ökologisch sehr anpassungsfähige Art gilt (ARLINGHAUS & WOLTER, 2003), scheint auch dieser von den Restaurierungsmaßnahmen profitiert zu haben, wie die hohe Zunahme der Fangzahlen 2018 zeigt. Auch LORENZ et al. (2013) dokumentierten positive Auswirkungen von Restaurierungsmaßnahmen auf Döbel und zeigten eine signifikant höhere Individuenzahl von adulten Döbeln in restaurierten Gewässerstrecken. Das sehr zahlreiche Vorkommen von Döbeln in den untersuchten Gewässerabschnitten der vorliegenden Arbeit, kann jedoch auch ein Anzeichen für eine Degradation sein (SCHMUTZ et al., 2001).

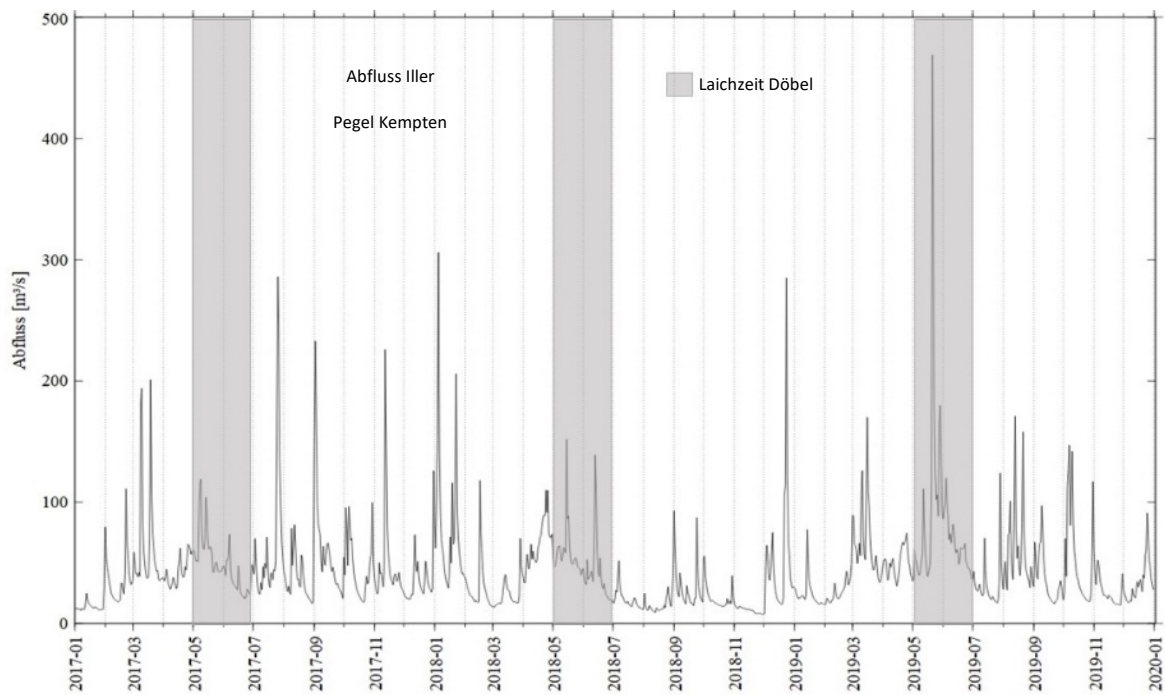


Abbildung 302: Abfluss (Tagesmittelwert) der Iller in m^3/s am Pegel Kempten sowie die Laichzeit des Döbels. Datenquelle: Gewässerkundlicher Dienst Bayern, 2020.

Die Längenverteilung des Döbels ist zwischen den FWHs und UWs ähnlich, allerdings war der Anteil großer adulter Individuen mit Gesamtlängen über 40 cm in den UWs höher als in den FWHs. Ebenso wurden Laichvorgänge sowohl im Hauptfluss an der Mündung der Rohrach als auch in den FWHs beobachtet. Es wird davon ausgegangen, dass Döbel in allen Alters- und Größenklassen in den naturnah konstruierten FWHs geeignete Lebensräume vorfinden, auch wenn ein Großteil, der in den FWHs nachgewiesenen Döbel, der Altersklasse juvenil zugeordnet wurde. Es sind während des Lebenszyklus des Döbels keine klaren Habitatpräferenzen zwischen dem Hauptfluss und den FWHs erkennbar (Abb. 303). Dies lässt sich durch die hohe ökologische Anpassungsfähigkeit des Döbels erklären (ARLINGHAUS & WOLTER, 2003). Auch während der Winterbefischung wurden Döbel aller Altersklassen in den FWHs gefangen, wenn auch in deutlich niedrigeren Individuenzahlen als bei den Frühjahrsbefischungen. Daher wird davon ausgegangen, dass ein Großteil, der in den FWHs lebenden Döbel diese im Winter verlässt und Winter-Habitate im Hauptfluss aufsucht. Die vorhandenen Ergebnisse decken sich mit ähnlichen Untersuchungen. JANSEN et al. (1999) zeigten ebenfalls die Nutzung von FWHs als Habitat auf. Auch MEULENBROEK et al. (2018) wiesen Döbel ganzjährig in einer FWH nach und belegten

das erfolgreiche Ablaichen in dieser. HEIß et al. (2019) dokumentierten das ganzjährige Vorkommen von Döbeln in FWHs, ebenso das Vorkommen aller Altersklassen.

Vereinfachter Überblick über die während des Lebenszyklus des Döbels im Untersuchungsgebiet der mittleren Iller genutzten Gewässerkompartimente

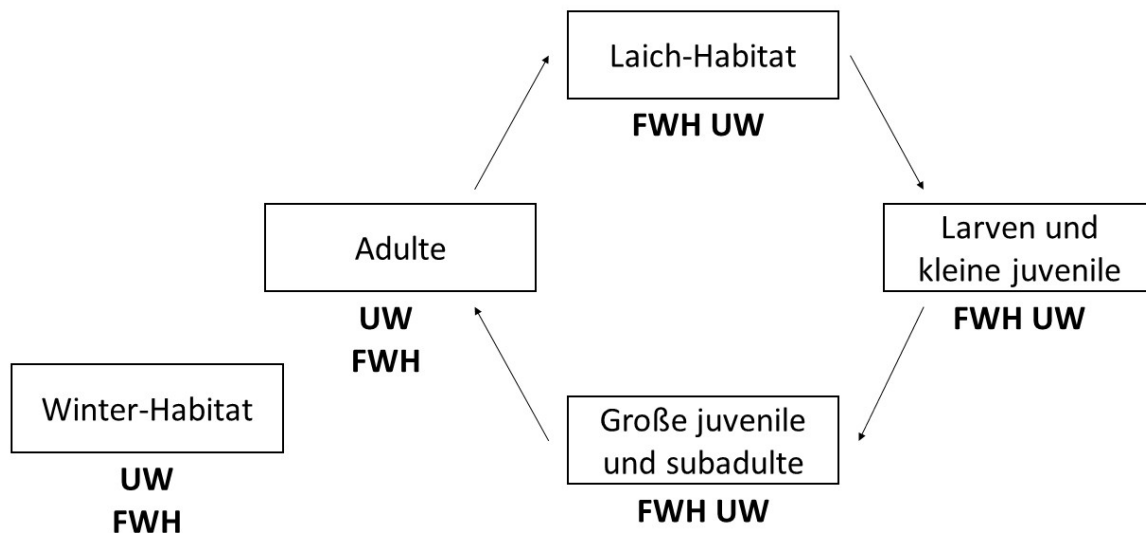


Abbildung 303: Vereinfachter Überblick über die während ausgesuchter Stadien des Lebenszyklus des Döbels im Untersuchungsgebiet genutzten untersuchten Gewässerkompartimente. UW = Hauptfluss Iller, FWH = (naturnah konstruierte) Fischwanderhilfen. Bei zwei übereinanderstehenden Gewässerkompartimenten gibt jeweils das obere das Gewässerkompartiment an, in dem ein höherer Anteil der betreffenden Entwicklungsphase nachgewiesen wurde. Bei zwei nebeneinanderstehenden Gewässerkompartimenten konnte keine Präferenz für ein Gewässerkompartiment abgeleitet werden.

6.1.8 Nase

HUDSON et al. (2014) empfehlen zur Förderung von Nasenbeständen Maßnahmen zur Habitatverbesserung und -verknüpfung, was dem Maßnahmenkonzept im Untersuchungsgebiet entspricht. Dennoch kann kein klarer Erfolg der Restaurierungsmaßnahmen auf die Bestände der Nasen in den UWs nachgewiesen werden. Die Fangzahlen aller Altersklassen der Nase waren bei den Herbstbefischungen 2019 in keiner Befischungsstrecke höher als bei den Herbstbefischungen 2016. Als Grund hierfür wird unter anderem davon ausgegangen, dass es 2019 bedingt durch die Abflussverhältnisse zu keinem erfolgreichen Ablaichen der Nase gekommen ist. Der Einfluss der Abflussverhältnisse auf den Laicherfolg und

das Aufwachsen von juvenilen Nasen wird von HAUER et al. (2007) und HAUER et al. (2008) diskutiert. 2019 wurden in allen Gewässerstrecken weder Nasen beim Laichen nachgewiesen noch Nasen der Altersklasse 0+ dokumentiert. Wie bereits bei der Äsche und dem Huchen lag die Laichzeit der Nase unmittelbar vor dem Frühjahrshochwasser 2019 (Abb. 304). Auch HUBER & KIRCHHOFFER (2001) beschreiben, dass in Jahren mit ungünstigen abiotischen Bedingungen der Laicherfolg der Nase stark eingeschränkt sein kann.

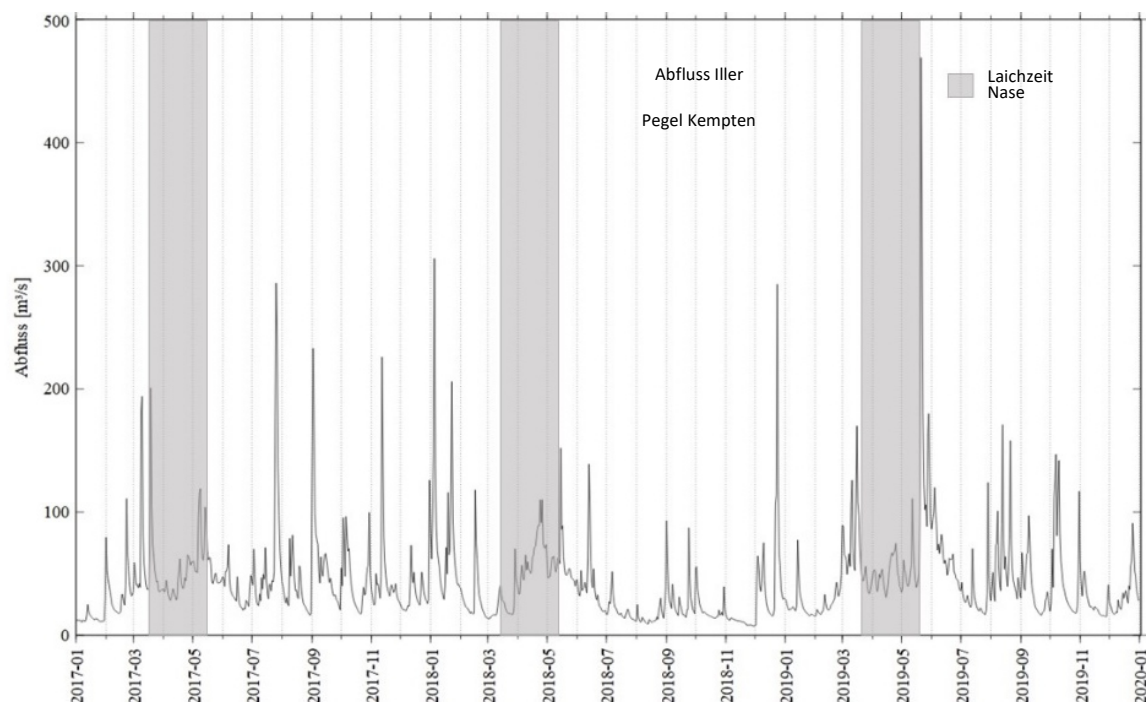


Abbildung 304: Abfluss (Tagesmittelwert) der Iller in m^3/s am Pegel Kempten sowie die Laichzeit der Nase. Datenquelle: Gewässerkundlicher Dienst Bayern, 2020.

Bei den Ergebnissen dieser Arbeit sind zudem die sehr hohen Fangzahlen von Nasen der Altersklasse 0+ in der UW6 2018 auffällig. Dies deckt sich ebenfalls mit HUBER & KIRCHHOFFER (2001), welche darstellen, dass der Laicherfolg der Nase in Jahren mit günstigen abiotischen Bedingungen sehr hoch sein und dadurch schlechte Jahre kompensieren kann.

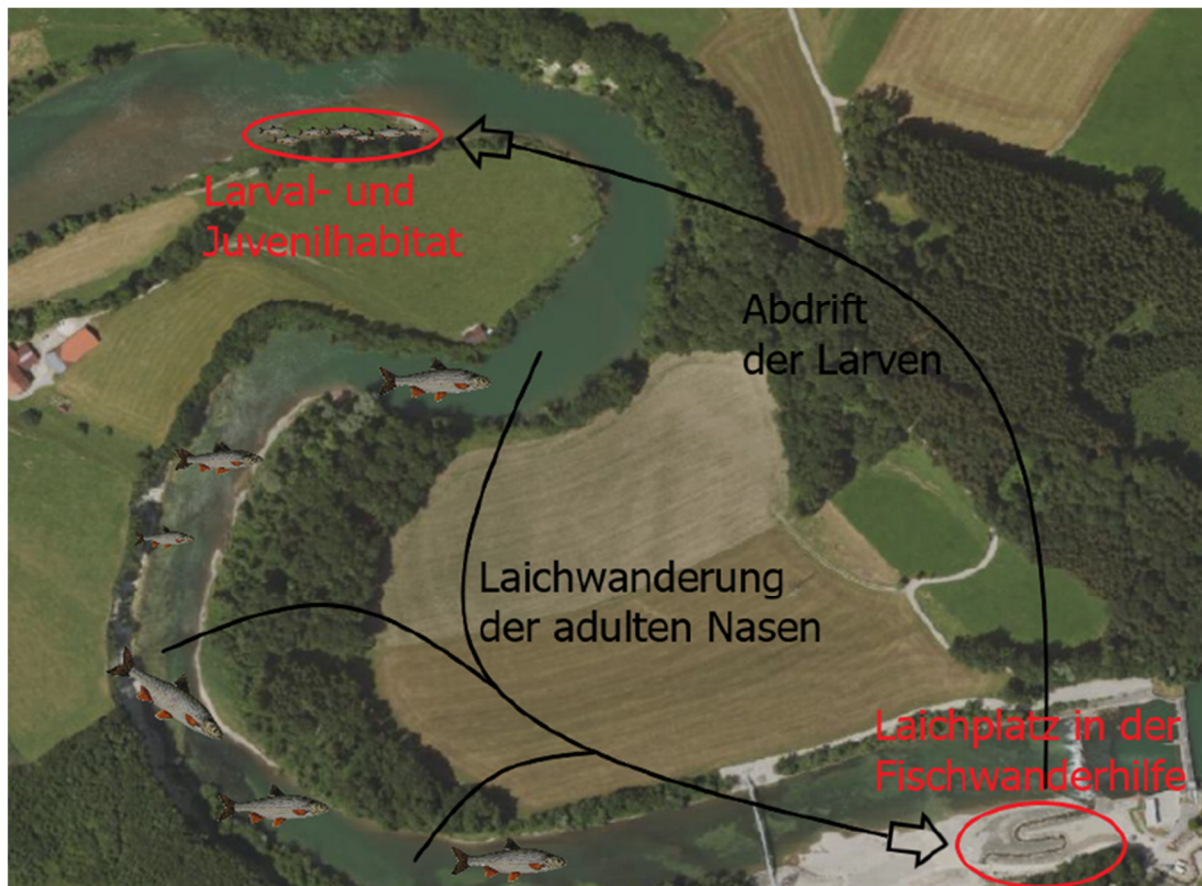
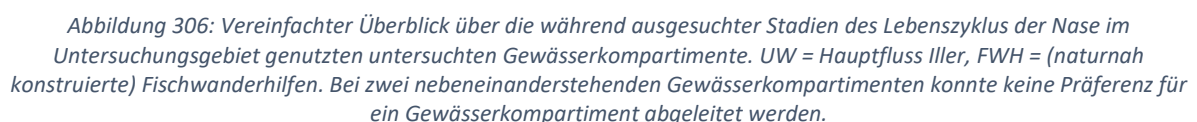


Abbildung 305: Ausgesuchte Stadien des Lebenszyklus der Nase an der Illerstufe 6. Bildquelle: aus EPPLE et al. (2020).

Der Lebenszyklus der Nase an der Illerstufe 6 sowie deren Habitatnutzung in verschiedenen Schlüsselstadien wird in EPPLE et al. (2020) beschrieben (Abb. 305). Nasen nutzen an der Illerstufe 6 die FWH primär als Laichhabitat. Nur ein kleiner Teil der in der FWH laichenden Nasen wurde auch im Zählbecken nachgewiesen. Der Großteil der Nasen verlässt die FWH nach dem Laichen wieder stromabwärts. Nach dem Schlupf verließen die Larven die FWH ebenfalls stromabwärts und sammelten sich in einem Totarm rund 1,5 km stromab der FWH6. In der FWH6 wurden bei den Elektrobefischungen nur sehr vereinzelt Nasen gefangen, welche allesamt der Altersklasse juvenil zugeordnet wurden.

Über die Größe der Laichplätze kann erklärt werden, wieso Nasen die Laichplätze in den FWHs nutzten, Barben jedoch nicht (vgl. Kap. 6.1.6). Während Barben nach MELCHER & SCHMUTZ (2010) Laichplätze mit einer Fläche zwischen 80 und 750 m² nutzten, hatten die der Nase eine Fläche zwischen 42 und 210 m². Damit sind die Laichplätze in den untersuchten FWHs groß genug, um von der Nase angenommen zu werden. Auch andere Untersuchungen zeigen das erfolgreiche Ablaichen von

Vereinfachter Überblick über die während des Lebenszyklus der Nase im Untersuchungsgebiet der mittleren Iller genutzten Gewässerkompartimente



6.1.9 Weitere Arten und Betrachtungen der Ergebnisse der Elektrofischungen

Die Fangzahlen der gewässertypischen Kleinfischarten Bachschmerle, Gründling, Mühlkoppe und Schneider haben in allen Restaurierungsstrecken (UW4, UW6 und UW7) während des Projektzeitraums zugenommen. LORENZ et al. (2013) zeigten in einer Auswertung von 36 Renaturierungsprojekten ebenfalls ein zahlreicheres Vorkommen dieser Arten in restaurierten Gewässerabschnitten gegenüber nicht restaurierten Abschnitten auf. Eine positive Auswirkung der Restaurierungsmaßnahmen auf die Rutte konnte dagegen nicht gezeigt werden. Bachschmerlen wurden während der Frühjahrsbefischungen sowie während der Winterbefischung zahlreich in allen FWHs nachgewiesen. Ebenso Mühlkoppe, Gründling und Schneider, wenn auch in weniger hohen Individuenzahlen. Es wird davon ausgegangen, dass die genannten Kleinfischarten in den FWHs in allen Schlüsselphasen ihrer Lebenszyklen geeignete Habitate finden. Vergleichbare Untersuchungen kommen dabei zu ähnlichen Ergebnissen. So beschrieben JANSEN et al. (1999) eine untersuchte FWH als geeignetes dauerhaftes Habitat für Bachschmerlen und Mühlkoppen, jedoch nicht für Gründlinge, welche die FWH nur als Migrationskorridor nutzten. Die Ergebnisse der Zählbecken und Elektrofischungen legen jedoch nahe, dass die FWHs des Untersuchungsgebiets von Gründlingen sowohl als dauerhaftes Habitat als auch als Migrationskorridor genutzt werden. WIESNER et al. (2007) dokumentierten nur ein rudimentäres Vorkommen von Mühlkoppen einer FWH, welches auf die schlechte Passierbarkeit der FWH für Mühlkoppen zurückgeführt wurde. HEIß et al. (2019) gehen davon aus, dass von ihnen untersuchte FWHs als „vollwertiger Lebensraum“ für Mühlkoppe und Gründling geeignet sind und diesen alle für ihren Lebenszyklus notwendigen Teilhabitate zur Verfügung stellen. PANDER et al. (2013) wiesen ebenfalls zahlreiche Bachschmerlen und Gründlinge in einer FWH nach.

Trotz der zahlreichen Aufstiege wurden Hechte und Flussbarsche nur vereinzelt in den FWHs bei Elektrofischungen gefangen. Es wird gefolgert, dass Hechte und Flussbarsche die untersuchten FWHs primär nur als Migrationskorridor nutzen (vgl. CALLES & GREENBERG, 2007). Des Weiteren ist auffällig, dass vor allem in der FWH6 während der Frühjahrsbefischungen auch zahlreiche juvenile Schleien als stagnophile Fischart (JUNGWIRTH et al., 2003) nachgewiesen wurden. Naturnah konstruierte FWHs können folglich mitunter auch stagnophilen Fischarten geeignete Lebensräume zur

Verfügung stellen. Bei der Laube sind die hohen Unterschiede der Fangzahlen zwischen den verschiedenen UWs und FWHs des Untersuchungsgebiets auffällig. Dies kann jedoch aus den vorhandenen Daten nicht erklärt werden.

Bei allen detailliert betrachteten Arten (Äsche, Bachforelle, Huchen, Regenbogenforelle, Barbe, Döbel und Nase) wurden die im Hauptfluss dokumentierten Schwankungen der Nachweise in den FWHs nicht bzw. nicht analog zum Hauptfluss aufgezeigt. Dies kann aus den vorliegenden Ergebnissen nicht erklärt werden, zeigt jedoch, dass Fischbestandserhebungen in unterschiedlichen Gewässerkompartimenten zu höchst unterschiedlichen Ergebnissen kommen können. Es wird empfohlen, dies bei folgenden Studien zu beachten.

6.2 Farbmarkierungen

6.2.1 Allgemeine Betrachtung von Farbmarkierungen mit Druckinjektionen als verwendete Methodik zur Fischmarkierung

Die Druckinjektion von Farbstoffen wird als schnelle, einfache und für Fische wenig schädliche Methode angesehen, um Fische mit haltbaren Markierungen zu versehen (HART & PITCHER, 1967). HART & PITCHER (1967) zeigten dabei auch, dass Markierungen mit Alcianblau nach 14 Monaten noch sichtbar waren. Ebenso beschreiben KELLY (1967) und THEDINGA et al. (1997) Druckinjektionen als einfache Methode, um Fische schnell zu markieren und konnten keine Auswirkungen der Markierung auf das Wachstum oder die Mortalität der markierten Fische feststellen, ebenso wie DIETRICH & CUNJAK (2006). ADAM & LINDEMANN (2010) nennen den Einfluss von Druckinjektionen auf Fische „tolerabel“. Bei mit Alcianblau markierten Rotlachsen (*Oncorhynchus nerka*) war bei 73 % der markierten Fische die Markierung noch nach 40 Wochen sichtbar (THEDINGA & JOHNSON, 1995). Bei Saiblingen (*Salvelinus fontinalis*) waren ebenfalls Markierungen mit Alcianblau noch nach einem Jahr erkennbar (KELLY, 1967). Dagegen betrachten neuere Untersuchungen die Haltbarkeit von Druckinjektionen mit Alcianblau deutlich kritischer und sehen diese als nicht geeignet an, um Cypriniden langfristig (> 5 Monate) zu markieren (BOLLAND et al., 2010). Bei Döbeln, Haseln (*Leuciscus leuciscus*) und Rotaugen war die Markierung nach 17 Monaten nur noch bei 15,0 bis 20,5 % der markierten Fische sichtbar

(BOLLAND et al., 2010). Auch eine Studie von DUSSAULT & RODRÍGUEZ (1997) zeigte, dass bei Atlantischen Lachsen (*Salmo salar*) nach 8 Wochen bei 11,4 % der mit Alcianblau markierten Fische die Markierung nicht mehr sichtbar war. Im Unterschied zu anderen Untersuchungen zeigten DUSSAULT & RODRÍGUEZ (1997) auch eine erhöhte Mortalität von mittels Druckinjektionen markierten Fischen, die besonders bei kleinen Fischen mit zunehmender Anzahl von Markierungen an den Ansätzen der Brust- und Bauchflossen zunahm.

Im Folgenden werden eigene Erfahrungen mit der Markierung mit Druckinjektionen geschildert. Die Markierung funktionierte in vielen Fällen schnell und es konnte eine hohe Anzahl von Fischen in kurzer Zeit markiert werden. Allerdings war der Druck der Injektion besonders bei neuen Akra Dermojets sehr hoch, so dass es teilweise durch die Markierung zu Blutungen kam oder die Markierfarbe bis in die Bauchhöhle des Fisches eindrang. Daraufhin fertigte Wilhelm Nowotny, ein bei der Kontrolle der Zählbecken mitarbeitendes Mitglied des Fischereivereins Neugablonz e. V., spezielle Aufsätze für die Akra Dermojets an, um den Druck der Injektion zu vermindern (Abb. 307).



Abbildung 307: Von Wilhelm Nowotny entworfener und angefertigter Aufsatz für die zur Fischmarkierung verwendeten Akra Dermojets, um deren Druck bei der Farbinjektion zu vermindern. Bildquelle: Tobias Eppe, 2019.

Mit Verwendung eines Aufsatzes wurden keine Blutungen mehr nach der Markierung festgestellt und die Injektion drang nur unter die Oberhaut ein (Abb. 308). Ebenso verbesserte sich die Präzision und das genaue Setzen der Markierung auf die entsprechende Körperstelle wurde mit Aufsatz als deutlich einfacher wahrgenommen. Allerdings ließ die Funktion der Akra Dermojets mit der Zeit nach und es zeigte sich eine verminderte Markierleistung, so dass die Markierung wieder ohne Aufsatz durchgeführt wurde. Dies schritt mit fortlaufender Zeit voran, so dass die Injektion

kaum noch genügend Druck hatte, um in die Haut der Fische einzudringen und sichtbare Farbmarkierungen zu hinterlassen. Eine umfassende Reinigung und Revision der Akra Dermojets, zum Beispiel durch Austausch der Feinsiebe, brachte zwar kurzfristig eine Verbesserung, jedoch ließ die Markierleistung jeweils bereits nach kurzer Zeit erneut merkbar nach. Hier zeigte sich deutlich, dass die verwendeten Akra Dermojets für medizinische Zwecke gedacht sind und unter dem laufenden Gebrauch mit Farblösungen starke Verschleißerscheinungen zeigen. Zudem wurden die Markierleistung und das Eindringvermögen der Farbe in die Fischhaut je nach Fischart als deutlich unterschiedlich wahrgenommen. Bei Markierungen von Flussbarschen, Bachforellen und Äschen an den Brustflossen wurden nach subjektivem Eindruck zahlreicher als bei anderen Fischarten Blutungen beobachtet. Dagegen drang bei großschuppigen *Cypriniformes*, wie dem Döbel, die Farbinjektion oftmals nur schlecht in die Oberhaut ein. Besonders bei älteren Akra Dermojets mussten dabei häufig mehrere Druckinjektionen auf dieselbe Stelle gesetzt werden, um einen sichtbaren Farbpunkt in der Oberhaut des Fisches zu erzeugen.

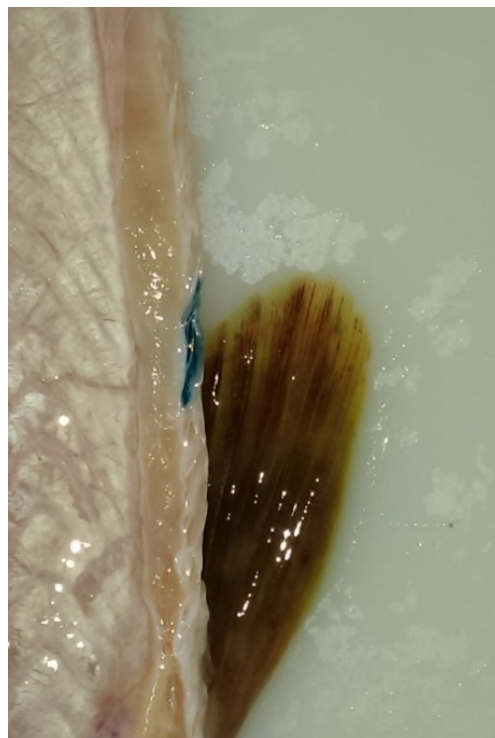


Abbildung 308: Farbinjektion unter der Oberhaut eines mit Aufsatz auf dem Akra Dermojet markierten Hechtes, der mit der Angel gefangen wurde. Bildquelle: Johannes Naumann/Fischereiverein Neugablonz e. V., 2018.

Die Eignung von Farbinjektionen als geeignete Methode zur Fischmarkierung in mehreren Jahren dauernden Projekten wird aufgrund der zweifelhaften Haltbarkeit der Markierungen über lange Zeit hinweg infrage gestellt. Auch wenn die Druckinjektionen teilweise einfach und auch von Laien durchzuführen sind, blieb die Anwendung nicht immer komplikationslos. Für zukünftige Projekte mit vergleichbarer Laufzeit ist daher die Anwendung von Druckinjektionen zu überdenken und andere Formen der Fischmarkierung, wie zum Beispiel PIT-Tags, in Erwägung zu ziehen.

6.2.2 Ergebnisse der Farbmarkierungen und Wiederfänge markierter Fische

Die Wiederfangrate der in einem Zählbecken markierten Fische in erneut einem Zählbecken ist mit 15,5 % als vergleichsweise hoch einzuschätzen. In einer Untersuchung von JANSEN et al. (1999) zeigte sich eine durchschnittliche Wiederfangrate markierter Fische in Zählbecken von 6,5 %. STEINMANN et al. (1937) dokumentierten Wiederfangraten von 1,8 bis 12,0 %. Die Wiederfangrate von bei Elektrobefischungen markierten Fischen bei erneuten Elektrobefischungen ist demnach mit 8,8 % als durchschnittlich zu betrachten.

Mit den Farbmarkierungen konnten Aufstiege von 15 potamodromen Fischarten über zwei bis vier FWHs hinweg dokumentiert werden, in den höchsten Anzahlen und Anteilen von Flussbarsch, Barbe und Rotaugen. Die hohen Anteile von Individuen, die über mehr als eine FWH hinweg aufstiegen, sind bei Brachse, Rotfeder, Rutte und Saibling vor allem durch die niedrigen Gesamtindividuenzahlen bedingt. Aufstiege über mehrere FWHs hinweg wurden von LINLØKKEN (1993) für Bachforelle und Äsche nachgewiesen. Auch ZITEK et al. (2004) dokumentierten Aufstiege von Fischen über mehrere FWHs hinweg und hoben dabei besonders den Aufstieg einer Barbe über drei FWHs hinweg hervor. Der Aufstieg von Barben über drei FWHs wurde in der vorliegenden Arbeit von 16 Individuen dokumentiert. Über vier oder alle fünf FWHs hinweg aufsteigende Barben wurden jedoch nicht nachgewiesen. Aufstiege im Untersuchungsgebiet über zwei FWHs hinweg ergeben dabei eine Wanderdistanz von mindestens 6,2 km, über drei FWHs hinweg von mindestens 12,9 km und über vier FWHs hinweg von mindestens 19,5 km (Tab. 16).

Die Anzahl der maximal bei Aufstiegsbewegungen durchwanderten FWHs hängt nur wenig mit den von JUNGWIRTH et al. (2003) angegebenen Migrationsdistanzen der

einzelnen Arten zusammen (Tab. 16). Von den als Kurzdistanzwanderer beschriebenen Fischarten Äsche, Döbel, Hecht, Rotaugen und Rotfeder wurden Aufstiege über drei FWHs hinweg dokumentiert, von Flussbarschen über vier FWHs hinweg. Dagegen wurden von den als Mitteldistanzwanderer beschriebenen Fischarten Brachse, Huchen und Rutte nur Aufstiege über zwei FWHs hinweg aufgezeigt (Tab. 16). Der Großteil der im Untersuchungsgebiet belegten Wanderdistanzen liegt innerhalb der maximal nachgewiesenen aufwärtsgerichteten Wanderdistanz der jeweiligen Art, die in einer Literaturübersicht von ZITEK et al. (2007) angegeben wird (Tab. 16). Die in der vorliegenden Arbeit nachgewiesenen stromaufwärtsgerichteten Wanderdistanzen von Rotaugen, Rotfeder und vor allem Flussbarsch liegen jedoch deutlich über den maximal in der Literaturübersicht von ZITEK et al. (2007) nachgewiesenen stromaufwärtsgerichteten Wanderdistanzen (Tab. 16).

Durchschnittlich 2,6 % der bei Elektrofischungen markierten Fische wurden anschließend in den Zählbecken wiedergefangen. WIESNER et al. (2007) dokumentierten in einem ersten Durchgang durchschnittlich 13,2 %, in einem zweiten durchschnittlich 9,8 % der zuvor bei Elektrofischungen markierten Äschen, Bachforellen und Regenbogenforellen anschließend in der Reuse einer FWH. SCHWEVERS & ADAM (2006) geben in einer Literaturübersicht aus 14 Studien Wiederfangraten von 0,0 bis 28,5 % (mittlere Wiederfangrate 5,7 %) von im Unterwasser des Wanderhindernisses markierten Fischen in FWHs und im Oberwasser von FWHs an. Daher ist die Wiederfangrate von bei Elektrofischungen markierten Fischen in den Zählbecken der vorliegenden Untersuchung mit 2,6 % als vergleichsweise niedrig einzustufen. Aufgrund der mutmaßlich niedrigen Fangeffektivität der starren Metallkehle als Einschwimmreuse in die Zählbecken (vgl. Kap. 6.3.1), könnte die tatsächliche Einschwimmrate markierter Fische jedoch auch höher liegen.

Von den bei Elektrofischungen markierten Arten war die Wiederfangrate in Zählbecken bei Huchen am höchsten (16,7 %) und bei Döbeln am niedrigsten (0,4 %). LINLØKKEN (1993) dokumentierte für Bachforellen und Äschen den Aufstieg von 0,4 bis 1,1 % der modellierten Gesamtindividuenzahl des Gewässerabschnitts über FWHs. Die teilweise deutlichen Unterschiede der Wiederfangrate von bei Elektrofischungen und in Zählbecken markierten Fischen in den Zählbecken der FWHs, können auf eine

mobile und stationäre Komponente der Populationen hinweisen (ZITEK et al., 2007; CHAPMAN et al., 2012 a; CHAPMAN et al., 2012 b).

Tabelle 16: Mindestlänge der Wanderdistanz der längsten im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Aufstiegsbewegung verschiedener Fischarten, deren Migrationsdistanz nach JUNGWIRTH et al. (2003) sowie deren nachgewiesene maximale aufwärtsgerichtete Wanderdistanz aus einer Literaturübersicht von ZITEK et al. (2007).

Belegte Wanderdistanz in der vorliegenden Arbeit	Art	Einteilung der Migrationsdistanz nach JUNGWIRTH et al. (2003)	Längste nachgewiesene aufwärtsgerichtete Wanderdistanz in km aus einer Literaturübersicht von ZITEK et al. (2007)
Mindestens 6,2 km (Aufstieg über 2 Fischwanderhilfen)	Bachforelle	kurz	122
	Brachse	mittel	5 - 60
	Huchen	mittel	40 (- max. 190?)
	Rutte	mittel	125
	Schleie	kurz	/
Mindestens 12,9 km (Aufstieg über 3 Fischwanderhilfen)	Äsche	kurz	120
	Barbe	mittel	318
	Döbel	kurz	169
	Hecht	kurz	56
	Nase	mittel	140
	Regenbogenforelle	/	/
	Rotaugen	kurz	6,5
	Rotfeder	kurz	< 5
	Saibling	/	/
Mindestens 19,5 km (Aufstieg über 4 Fischwanderhilfen)	Flussbarsch	kurz	3,8

6.2.3 Schätzung der Gesamtindividuenzahl des Döbels im Untersuchungsgebiet

Um den Anteil der in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen an der Gesamtindividuenzahl der jeweiligen Art im Untersuchungsgebiet angeben zu können, soll im Folgenden versucht werden, über die Fang-Wiederfang-Zahlen der Elektrofischungen in den UWs Populationsgrößen abzuschätzen. Aufgrund der niedrigen Wiederfangzahlen des Großteils der markierten Arten, ist dies jedoch nur für den Döbel möglich. Da bei den Elektrofischungen immer erneut Fische markiert wurden, ist die klassische Rückfangmethode nach PETERSEN (1896) nicht anwendbar. Ebenso kann die Jolly-Seber-Methode nicht angewendet werden, da über die Punktmarkierungen nicht genau nachvollziehbar ist, wann die Individuen markiert wurden (SCHWARZ, 2001). Deshalb wird die Schnabel-Methode angewendet, bei welcher Markierungen und Wiederfänge von mehreren Befischungsdurchgängen berücksichtigt werden können (SUTHERLAND, 2006). Mit der Schnabel-Methode wird die Gesamtindividuenzahl von Döbeln mit einer Gesamtlänge über 20 cm im Untersuchungsgebiet auf 4.609 Individuen geschätzt (Abb. 309). Diese Anzahl ist durchaus als realistisch anzusehen (vgl. ZITEK et al., 2004).

Befischung	Anzahl markierte Döbel über 20 cm Gesamtlänge	Anzahl Wiederfänge	Gesamtzahl bisher markierte Döbel	
Herbst 2016	165	0	0	
Frühjahr 2017	137	7	165	
Herbst 2017	50	2	295	
Frühjahr 2018	171	13	343	
Herbst 2018	139	12	501	
Frühjahr 2019	194	21	628	
Herbst 2019	92	12	801	
Summe	948	67	/	

$$N_{\text{Döbel mit Gesamtlänge über 20 cm}} = \frac{(137 * 165) + (50 * 295) + (171 * 343) + (139 * 501) + (194 * 628) + (92 * 801)}{67}$$

$$= 4.608,9 = 4.609 \text{ Individuen}$$

Abbildung 309: Schätzung der Gesamtindividuenzahl von Döbeln mit einer Gesamtlänge über 20 cm im Untersuchungsgebiet mit den Fang-Wiederfang-Zahlen der bei den Elektrofischungen in den UWs gefangenen und markierten Individuen mittels der Schnabel-Methode.

832 Döbel mit einer Gesamtlänge über 20 cm wurden in den Zählbecken der FWHs nachgewiesen. Daraus würde sich ergeben, dass 18,1 % der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Döbel mit einer Gesamtlänge über 20 cm in den Zählbecken

nachgewiesen wurden und somit die FWHs für den Aufstieg nutzten. Hier ist die hohe Differenz zu der Wiederfangrate von bei Elektrobefischungen markierten Döbeln in den Zählbecken auffallend (0,4 %), welche über die vorliegende Datenlage nicht erklärt werden kann. Auf Grund der mutmaßlich weniger guten Haltbarkeit der Farbmarkierungen auf großschuppigen Fischen, sind jedoch die Fang-Wiederfang Daten generell vorsichtig zu bewerten (vgl. Kap. 6.2.1).

6.2.4 Wiederfänge im selben Zählbecken

Da durch die Konstruktion der Zählbecken ein Abstieg über die untersuchten FWHs nicht möglich ist, müssen erneut im Zählbecken nachgewiesene Fische nach ihrem Aufstieg über die FWH über das Wehr hinweg abgedriftet und anschließend wieder erneut über dieselbe FWH aufgestiegen sein. Eine Abdrift über das Wehr hinweg ist bei Wehrüberfall über die geöffneten Wehrklappen oder bei geöffneten Grundablässen möglich. Stromabwärts gerichtete Verdriftungen mit anschließendem Wiederaufstieg wurden für alle Fischarten, die auch stromauf wiedergefangen wurden, außer Brachse, Rotaugen, Rotfeder und Rutte, belegt. In den höchsten Anteilen wurden derartige Abdriftbewegungen bei salmonidenartigen Fischen wie Bachforelle, Huchen, Regenbogenforelle und Saibling sowie der Schleie dokumentiert. LINLØKKEN (1993) wies ebenfalls bei Markierversuchen Abdriftbewegungen von Bachforellen und Äschen über Wehre hinweg nach. An einer FWH in Österreich wurde die Abdrift von Fischen nach erfolgreicher Aufwanderung mit anschließendem Wiederaufstieg beschrieben, wobei 3,5 % aller markierten Fische ein zweites Mal in derselben FWH nachgewiesen wurden (JUNGWIRTH, 1996). Auch von anderen Fischarten, wie zum Beispiel Stören (*Acipenser transmontanus*), wurden bereits Abstiege über Wehranlagen bei geöffneten Wehrklappen beschrieben (PARSLEY et al., 2007).

6.2.5 Auffindbarkeit der Fischwanderhilfen

Der Anteil der in einem Zählbecken markierten Fische, die im Zählbecken der stromauf liegenden FWH erneut gefangen wurden, wird als Maß für die Auffindbarkeit der stromauf liegenden FWH für den Fischeaufstieg betrachtet. Dabei wurden ausschließlich Flussbarsche als die häufigste, über mehrere FWHs hinweg

aufgestiegene Fischart betrachtet, um die einzelnen FWHs aufgrund der unterschiedlichen Artenzusammensetzungen besser miteinander vergleichen zu können. Um zu versuchen, die zwischen den FWHs stark schwankenden Anteile und somit mutmaßlich Auffindbarkeiten zu erklären, wurden die Anteile der im Zählbecken der stromab liegenden FWH markierten Flussbarsche, die im Zählbecken der betrachteten FWH erneut gefangen wurden, mit der Distanz des Einstiegs der FWH zum Kraftwerk, der Distanz des Ausstiegs der stromab liegenden FWH zum Kraftwerk, der Distanz des Einstiegs der FWH zum Ausstieg der stromab liegenden FWH, der Distanz des Einstiegs der FWH zum Zählbecken sowie der Dotation der FWH korreliert (Tab. 17; vgl. auch Tab. 3).

Tabelle 17: Korrelation verschiedener baulicher Eigenschaften der Fischwanderhilfen um die Illerstufen 4, 5, 6 und 7 (FWH4, FWH5, FWH6 und FWH7) mit dem Anteil der im Zählbecken der stromab liegenden Fischwanderhilfe (FWH) markierten Flussbarsche, die in der betrachteten FWH wiedergefangen wurden. Statistisch signifikante bauliche Eigenschaften ($p < 0,05$) wurden grau markiert.

	Korrelation (Pearson linear r) mit dem Anteil der im Zählbecken der stromab liegenden FWH markierten Flussbarsche, die in der betrachteten FWH wiedergefangen wurden.	p - Wert
Distanz Einstieg FWH - Kraftwerk	-0,14	0,86
Distanz zur stromab liegenden FWH	0,97	0,02
Distanz des Ausstiegs der stromab liegenden FWH zum stromab liegenden Kraftwerk	-0,95	0,05
Dotation der FWH	-0,72	0,27
Distanz Einstieg FWH - Zählbecken	-0,99	0,007

Demnach wäre die Wahrscheinlichkeit, dass in der stromab liegenden FWH markierte Flussbarsche in der betrachteten FWH erneut gefangen werden, mit zunehmender Distanz zur stromab liegenden FWH sowie abnehmender Distanz des Einstiegs der betrachteten FWH bis zu deren Zählbecken statistisch signifikant höher. Da Ersteres jedoch als abwegig und nicht nachvollziehbar anzusehen ist, muss davon

ausgegangen werden, dass es sich bei dieser Korrelation um eine zufällige Erscheinung des Untersuchungsgebiets handelt und die Stichprobenanzahl von vier betrachteten FWHs zu gering ist, um zu belastbaren Ergebnissen zu kommen. Interessant ist jedoch, dass die Wahrscheinlichkeit des Wiederfangs eines in der stromab liegenden FWH markierten Flussbarsches in der betrachteten FWH steigt, je kürzer diese bis zum Zählbecken ist. Aufgrund der zweifelhaften Korrelation der Distanz zur stromab liegenden FWH kann jedoch auch hier nicht zweifelsfrei gesagt werden, ob dieses Ergebnis als belastbar betrachtet werden kann. Die Unterschiede der als Auffindbarkeit einer FWH interpretierten Anteile der im Zählbecken der stromab liegenden FWH markierten Flussbarsche, die in der betrachteten FWH wiedergefangen wurden, können anhand der vorliegenden Daten nicht zweifelsfrei erklärt werden. Jedoch konnte auch kein signifikanter Sackgasseneffekt (abnehmende Auffindbarkeit einer FWH mit zunehmender Distanz des Einstiegs zum Querbauwerk) belegt werden (vgl. ADAM et al., 2014). Hier muss davon ausgegangen werden, dass es noch weitere Einflussfaktoren auf die Auffindbarkeit von FWHs gibt. Ein Beispiel hierfür können komplexe Strömungsmuster sein. Es wird empfohlen, dies in künftigen Studien detailliert zu untersuchen.

6.3 Fischwanderbewegungen

6.3.1 Allgemeine Betrachtung der Zählbecken als Methode zur Untersuchung von Fischwanderbewegungen durch Fischwanderhilfen

Die im Rahmen dieser Arbeit genutzten Zählbecken wurden 2015 mit einer starren Metallkehle als Einschwimmreuse konstruiert. Eine erst später veröffentlichte Studie zeigte jedoch hohe Ausschwimmraten durch derartig gestaltete Einschwimmreusen (WILMSMEIER et al., 2019). Es wurden dabei zwar mit starren Metallkehlen als Einschwimmreuse signifikant mehr Fische als gänzlich ohne Reuse gefangen, jedoch deutlich und signifikant weniger als mit einer zusätzlich angebrachten Netzkehle. Dabei waren die Fangzahlen im Zählbecken mit Netzkehle bis zu 140-mal höher als vor dem Einbau der Netzkehle. Bei Retentionsversuchen wurde bei einer starren Metallkehle eine Ausschwimmrate von markierten Fischen aus dem Zählbecken von 98,7 % aufgezeigt. Mit Netzkehle wurde die Ausschwimmrate auf 6,7 % reduziert. Dabei zeigte sich auch ein Scheucheffekt, vor allem durch Netzkehlen. Während ohne

Netzkehle 75 % der vor dem Zählbecken ankommenden Fische in das Zählbecken einschwammen, waren es mit Netzkehle nur 27 %. Es wird in der Diskussion auch angenommen, dass Zählbecken ein Wanderhindernis für Fische darstellen. Durch die unterschiedlichen Fangeffektivitäten verschiedener Reusentypen, wird die Vergleichbarkeit der Aufstiegszahlen verschiedener Untersuchungen als schwierig angesehen (WILMSMEIER et al., 2019). Auch bei kombinierten Untersuchungen mit Zählbecken und Kameras in einer FWH am Rhein bei Iffezheim wurde beobachtet, dass aufsteigende Fische vor dem Zählbecken wieder umdrehen und zurückschwimmen (mündliche Aussage von Chris Pardela, unio-river sciences, 12.03.2019), allerdings existieren dazu keine Veröffentlichungen. Ebenso zeigen Daten einer Telemetrie-Untersuchung an der Illerstufe 4 im Rahmen des FiThydro-Projekts (SCHWARZWÄLDER et al., 2017; DEWITTE et al., 2018), dass von zehn besenderten Äschen, die sich unmittelbar vor dem Zählbecken der FWH4 aufgehalten haben, nur zwei im Zählbecken nachgewiesen wurden (EPPLÉ et al., 2018 c).

Daher muss davon ausgegangen werden, dass nur ein kleiner Teil, der durch die FWHs des Untersuchungsgebiets aufgestiegenen Fische, in den Zählbecken nachgewiesen wurde. Die tatsächliche Anzahl der aufsteigenden Fische liegt mutmaßlich deutlich höher als die Anzahl der in den Zählbecken dokumentierten Fische. Für künftige Untersuchungen wird die Ausstattung der Einschwimmreue mit einer Netzkehle dringend empfohlen.

Aufgrund des Stababstands der Rechenfelder der Zählbecken von 15 mm ist außerdem nicht ausgeschlossen, dass Kleinfische und juvenile Stadien die Zählbecken ungehindert durchwandern oder auch von oberstrom her in die Zählbecken einschwimmen konnten (vgl. HOLZNER, 2000).

6.3.2 Allgemeine Betrachtung der Aufstiegs- und Individuenzahlen

Aufgrund der in Kapitel 6.3.1 dargestellten Unterschiede der Fangeffektivität verschiedener Fangeinrichtungen und Reusenkonstruktionen gestaltet sich ein Vergleich der in den Zählbecken nachgewiesenen Arten- und Individuenzahlen mit anderen Untersuchungen schwierig. Aus den insgesamt 50.195 in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Fischen ergibt sich eine mittlere tägliche Individuenzahl von 8,3 Fischen pro Zählbecken.

WIESNER et al. (2007) wiesen in einer Reuse in einer FWH der Mur (Österreich, $MQ = 36,1 \text{ m}^3/\text{s}$) an 291 Untersuchungstagen 6.747 aufsteigende Fische aus 6 Arten nach, wobei bei Elektrobefischungen im Unterwasser der FWH 11 Arten dokumentiert wurden. Dies ergibt eine mittlere tägliche Individuenzahl von 23,2 Fischen in der Reuse.

In einer Auswertung von Monitoringergebnissen aus 40 Reusenuntersuchungen zu aufwärtsgerichteten Wanderbewegungen von Fischen durch FWHs geben ZITEK et al. (2004) für große Gewässer des Hyporhithrals (9 Untersuchungen, insgesamt 1.309 Monitoringtage) eine durchschnittliche tägliche Individuenzahl von 18 Fischen an und für mittlere Gewässer des Epipotamals (23 Untersuchungen, insgesamt 1.076 Monitoringtage) von 23 Fischen. Insgesamt wurden dabei in großen Gewässern des Hyporhithrals 35 Arten nachgewiesen und in mittleren Gewässern des Epipotamals 40 Arten. Allerdings lag der Schwerpunkt der ausgewerteten Untersuchungen auch auf den wanderintensiven Frühjahrs- und Sommermonaten, wohingegen in den wanderarmen Wintermonaten deutlich weniger Untersuchungen stattfanden. Dadurch lagen z. B. für mittlere Gewässer des Epipotamals für die Monate November, Dezember und Januar keine Daten zur Flussaufwärtswanderung durch FWHs vor. Hier konnte die vorliegende Arbeit durch ihre ganzjährige Auswertung der Zählbecken eine wichtige Lücke schließen.

SCHWEVERS & ADAM (2006) zeigten, dass in 45 % von 195 ausgewerteten Untersuchungen zu Aufstiegen durch FWHs täglich weniger als 20 Fische in den Fangeinrichtungen registriert wurden. Diesen stehen jedoch auch FWHs gegenüber, in denen täglich über 500 bis über 5.400 Individuen nachgewiesen wurden. Zudem wird angemerkt, dass besonders hohe Fischaufstiegswahlen in großen Gewässern wie Rhein, Main, Mosel und Weser dokumentiert wurden. Außerdem wird ebenfalls angegeben, dass die mittlere Anzahl an täglich nachgewiesenen Fischen bei ganzjährigen Kontrollen deutlich niedriger ist als bei Untersuchungen, die sich auf die Hauptaufstiegszeiten beschränken. In einem Beispiel wurden so bei einer Untersuchung, die sich auf die Hauptaufstiegszeit konzentrierte, durchschnittlich 15-mal so viele Fische pro Tag registriert wie bei einer ganzjährigen Untersuchung in derselben FWH. Ähnlich wie Zitek et al. (2007) werden auch von SCHWEVERS & ADAM (2006) die Aufstiegszahlen in Relation zur Gewässergröße gesetzt. Dabei ergeben sich anders als von den Autoren erwartet weder erkennbare Korrelationen mit der Einzugsgebietsgröße noch mit dem MQ des Hauptflusses. Als Fazit der Betrachtungen

der Fischaufstiegszahlen geben SCHWEVERS & ADAM (2006) an, dass es bislang nicht möglich ist, für Aufstiegszahlen eine übertragbare Größenordnung aufzustellen, mit der die Funktionsfähigkeit von FWHs bewertet werden kann und begründen dies mit natürlichen Schwankungen des Aufstiegsgeschehens und dem nicht standardisierten methodischen Vorgehen bei Funktionskontrollen von FWHs.

6.3.3 Äsche

Es wurden Äschen aller Längensklassen mit Gesamtlängen zwischen 3 und 53 cm in den Zählbecken dokumentiert. Besonders zahlreich wurden dabei juvenile Äschen mit Gesamtlängen zwischen 10 und 19 cm nachgewiesen. Dagegen setzten sich in einer Untersuchung von JUNGWIRTH (1996) die durch eine FWH aufsteigenden Äschen vor allem aus adulten Individuen zusammen. WIESNER et al. (2007) dokumentierten keine Aufstiege von Äschen der Altersklasse 0+ durch eine FWH und geringe Individuenzahlen der Altersklasse 1+. Nach ZITEK et al. (2007) werden Aufstiege von juvenilen Äschen durch zu hohe Fließgeschwindigkeiten limitiert. Die zahlreichen Nachweise juveniler Äschen in den Zählbecken der betrachteten FWHs können daher ein Indiz dafür sein, dass die betrachteten FWHs baulich korrekt umgesetzt wurden und dadurch auch schwimmschwachen Individuen den Aufstieg ermöglichen. Allerdings ist nicht ausgeschlossen, dass kleine Individuen auch von oberstrom her in die Zählbecken gedriftet wurden.

Am zahlreichsten wurden **adulte Äschen** bei **Wassertemperaturen** zwischen 6,0 und 9,9 °C in den Zählbecken dokumentiert, mit einem Maximum bei Wassertemperaturen zwischen 6,0 und 6,9 °C. Dies wird durch die Laichwanderung (vgl. Kap. 2.2.1) bedingt angesehen. Nach EBEL et al. (2006) findet diese bei Wassertemperaturen zwischen 6 und 11 °C statt. ZITEK et al. (2007) beschreiben in einer Literaturübersicht Wanderbewegungen der Äsche am ausgeprägtesten bei Wassertemperaturen zwischen 4 und 10 °C. Die maximalen Aufstiege adulter Äschen im Zusammenhang mit der Laichwanderung begannen nach WIESNER et al. (2007) bei Wassertemperaturen ab 5,9 °C und dauerten bis 12,3 °C an. In anderen Untersuchungen wird der Höhepunkt der Laichwanderung der Äsche bzw. die höchsten Aufstiegszahlen durch eine FWH bei Wassertemperaturen zwischen 7 und 10 °C angegeben (WITKOWSKI & KOWALEWSKI, 1988, zitiert nach UIBLEIN & JAGSCH,

1994; BENITEZ et al., 2015). Damit liegen die zahlreichsten Nachweise adulter Äschen in den Zählbecken der vorliegenden Arbeit innerhalb der angegebenen Temperaturintervalle vergleichbarer Untersuchungen, allerdings erreicht die Laichwanderung in der vorliegenden Untersuchung bei vergleichsweise kühlen Wassertemperaturen (6,0 bis 6,9 °C) ihren Höhepunkt. JUNGWIRTH (1996) konnten im Gegensatz zu den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung keinen klaren Zusammenhang zwischen den Aufstiegszahlen von Äschen durch eine FWH und der Wassertemperatur darlegen.

Die höchsten Individuenzahlen von **juvenilen Äschen** in den Zählbecken wurden bei **Wassertemperaturen** über 20,0 °C registriert. Vergleichbare Wanderbewegungen in vorhandener Literatur sind nicht bekannt. In einer FWH in Belgien wurden die höchsten Aufstiegszahlen von juvenilen Äschen bei einer Wassertemperatur von 7 °C dokumentiert (BENITEZ et al., 2015), welche sich somit nicht mit den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung decken. Da Wassertemperaturen über 20,5 °C als potenziell tödlich für Äschen betrachtet werden (DUJMIC, 1997; vgl. Kap. 3.4.1), werden die im Rahmen dieser Arbeit dokumentierten Spitzen als Ausweichwanderung (ZITEK et al., 2007; vgl. Kap. 2.2.1) aufgrund zu hoher Wassertemperaturen interpretiert. Die auch bei adulten Äschen gezeigte Zunahme der Individuenzahlen in den Zählbecken bei hohen Wassertemperaturen über 20 °C wird ebenfalls als Ausweichwanderung gedeutet.

In Abhängigkeit von der **Tageslänge** wurden die höchsten Individuenzahlen von **adulten Äschen** in den Zählbecken bei zunehmenden Tageslängen zwischen 12:00 und 13:29 Stunden dokumentiert. Dies entspricht ungefähr dem Zeitraum zwischen dem 18. März und 12. April, mit einem Maximum zwischen dem 26. März und 04. April. Auch dies wird als Laichwanderung interpretiert und stützt damit die oben genannte Interpretation, dass die hohen Individuenzahlen adulter Äschen in den Zählbecken bei Wassertemperaturen zwischen 6,0 und 9,9 °C durch die Laichwanderung ausgelöst wurden. EBEL et al. (2006) geben als Zeitraum der Laichwanderung der Äsche ebenfalls März bis April an. In einer Untersuchung von WIESNER et al. (2007) begann der Laichzug der Äsche Ende März und dauerte bis Anfang Juni. Eine Metastudie zu Untersuchungen von Aufstiegsbewegungen durch FWHs westeuropäischer Gewässer gibt die höchsten Aufstiegszahlen der Äsche im März und April an (LUCAS & BARAS, 2001). Die Laichwanderung besonderter Äschen in einem Fluss in Belgien begann zwischen dem 18. und 29. März (PARKINSON et al., 1999). ZITEK et al. (2007) geben die

höchsten Individuenzahlen von bei Reusenuntersuchungen in FWHs gefangenen Äschen in österreichischen Gewässern des großen Hyporhithrals im Mai an. Somit liegt der Zeitpunkt der Laichwanderung der Äsche im Untersuchungsgebiet in einem ähnlichen bis etwas verfrühten Zeitraum wie in vergleichbaren Studien angegeben. LINLOKKEN et al. (1993) dokumentierten den Höhepunkt der Laichwanderung durch FWHs im Mai, allerdings in einem Gewässer in Süd-Norwegen, weshalb hier die Vergleichbarkeit eingeschränkt ist.

Die maximalen Individuenzahlen von **juvenilen Äschen** in den Zählbecken bei abnehmenden **Tageslängen** zwischen 11:59 und 11:30 Stunden sowie 10:59 und 10:30 Stunden entsprechen ungefähr den Zeiträumen zwischen dem 25. September und 04. Oktober sowie zwischen dem 13. und 22. Oktober. Dies überschneidet sich nicht mit den Spitzen der Aufstiegszahlen in Abhängigkeit von der Wassertemperatur, da in diesen Zeiträumen Wassertemperaturen zwischen 8,5 und 13,7 °C dokumentiert wurden. Daher wird davon ausgegangen, dass es sich bei den Spitzen der mittleren Individuenzahlen juveniler Äschen in Abhängigkeit von der Wassertemperatur und der Tageslänge um unterschiedliche Wanderzüge handelt. Die Spitzen in Abhängigkeit von der Tageslänge können nicht als Ausweichwanderung aufgrund zu hoher Wassertemperaturen interpretiert werden und müssen deshalb einer anderen, aufgrund der Datenlage nicht weiter spezifizierbaren, Motivation zugrunde liegen.

Im **GLM** zeigen der **Abfluss**, die **Änderung des Abflusses**, der **Schwebstoffgehalt**, die **Tageslänge**, der **Tag des Mondzyklus**, die **Globalstrahlung**, der **Luftdruck**, die **Änderung des Luftdrucks**, die **Wassertemperatur**, die **Änderung der Wassertemperatur**, **Erderschütterungen** und **Änderungen des Erdmagnetfelds** einen signifikanten Einfluss auf die Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen **juvenilen Äschen**. Im Gegensatz zu den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit dokumentierten BENITEZ et al. (2015) den Aufstieg von juvenilen Äschen durch eine FWH vor allem bei hohen **Abflüssen**. Auch HORKÁ et al. (2015) zeigten eine Steigerung der longitudinalen Wanderbewegungen von juvenilen Äschen mit höheren Abflüssen und einen Zusammenhang der Wanderaktivität mit der **Gewässertrübung** und **Lichtintensität**. Während im Rahmen der vorliegenden Arbeit die höchsten Aufstiegszahlen jedoch bei einer niedrigen bis mittleren Schwebstoffkonzentration sowie einer ebenfalls niedrigen bis mittleren Globalstrahlung dokumentiert wurden, beschreiben HORKÁ et al. (2015) eine Steigerung der täglichen Wanderaktivität mit höherer Lichtintensität und Gewässertrübung. Dabei wird die Erhöhung der

Wanderaktivität bei höherer Gewässertrübung als ein Resultat eines verminderten Prädationsrisikos gesehen, was im Rahmen der vorliegenden Arbeit folglich nicht bestätigt werden kann. BASH et al. (2001) beschreiben dagegen eine generell verminderte Wanderaktivität von Salmoniden bei hoher Gewässertrübung. Zu den restlichen signifikanten Umweltfaktoren sind keine Veröffentlichungen bekannt. Aufgrund der wenig aussagekräftigen Ergebnisse der **Erderschütterungen**, wird diesen trotz der Signifikanz ein vernachlässigbarer Einfluss auf die Aufstiegszahlen juveniler Äschen zugeschrieben. Erstaunlich war jedoch, dass bei stark fallenden Tagesmittelwerten der Totalintensität des **Erdmagnetfelds** erhöhte mittlere Individuenzahlen juveniler Äschen in den Zählbecken dokumentiert wurden, ebenso wie leicht erhöhte Aufstiegszahlen bei **Neumond** und zunehmendem Mond.

Auf die mittleren Individuenzahlen **adulter Äschen** in den Zählbecken zeigen im **GLM** der **Abfluss**, die **Änderung des Abflusses**, der **Schwebstoffgehalt**, die **Tageslänge**, der **Tag des Mondzyklus**, die **Globalstrahlung**, der **Luftdruck** und die **Änderung der Wassertemperatur** einen signifikanten Einfluss. Die Laichwanderung von besenderten Äschen wurde nach OVIDIO et al. (2004) unter anderem von **steigenden Abflüssen** ausgelöst. Im Gegensatz dazu war die Mobilität von adulten Äschen nach PARKINSON et al. (1999) bei nur geringen Schwankungen des Abflusses und sinkenden Abflüssen signifikant höher. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit zeigte die Änderung des Abflusses zwar einen signifikanten Einfluss auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuen, es konnten jedoch nur teilweise leicht erhöhte Aufstiegszahlen bei steigenden Abflüssen aufgezeigt werden. BENITEZ et al. (2015) zeigten die höchsten Aufstiege von adulten Äschen durch eine FWH bei niedrigen und hohen **Abflüssen**, während in der vorliegenden Arbeit die höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken bei mittleren und leicht erhöhten Abflüssen dokumentiert wurden. Außerdem wurde von PARKINSON et al. (1999) eine erhöhte Mobilität von adulten Äschen bei niedriger **Gewässertrübung** und an **sonnigen Tagen** dokumentiert. Ebenso beschreiben BASH et al. (2001) eine generell verminderte Wanderaktivität von Salmoniden bei hoher Gewässertrübung. In der vorliegenden Arbeit wurden ebenfalls an Tagen mit einem niedrigen Schwebstoffgehalt höhere Aufstiegszahlen dokumentiert, in Abhängigkeit von der Globalstrahlung allerdings bei mittleren Werten. Es sind keine Literaturquellen zu den Auswirkungen der weiteren signifikanten Umweltfaktoren auf Wanderbewegungen adulter Äschen

bekannt. Erstaunlich sind die erhöhten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken bei einem niedrigen **Luftdruck** und bei **Vollmond**.

Zusammenfassend wurden die höchsten Individuenzahlen von adulten Äschen in den Zählbecken der FWHs bei Wassertemperaturen zwischen 6,0 und 6,9 °C und zunehmenden Tageslängen von 12:00 bis 13:29 Stunden (ca. 18. März bis 12. April) nachgewiesen, zudem wurden erhöhte Individuenzahlen bei einem niedrigen Luftdruck, steigenden und mittleren Abflüssen, mittlerer Globalstrahlung, Vollmond sowie niedrigen Schwebstoffgehalten dokumentiert. Die höchsten Aufstiegszahlen von juvenilen Äschen wurden bei Wassertemperaturen über 20,0 °C und außerdem bei abnehmenden Tageslängen zwischen 11:59 und 11:30 Stunden aufgezeigt (ca. 25. September bis 04. Oktober). Des Weiteren wurden bei sinkenden oder konstanten und niedrigen Abflüssen, niedrigen bis mittleren Schwebstoffgehalten, niedriger bis mittlerer Globalstrahlung, zunehmendem Mond, hohem und leicht steigendem Luftdruck sowie stark sinkenden Tagesmittelwerten der Totalintensität des Erdmagnetfelds erhöhte Individuenzahlen juveniler Äschen in den Zählbecken dokumentiert.

6.3.4 Bachforelle

In der Längenverteilung ist die Spitze bei Individuen mit Gesamtlängen zwischen 30 und 44 cm durch den zahlreichen Besatz von Bachforellen dieser Größe durch die Fischereiberechtigten im Untersuchungsgebiet (mündliche Aussagen Simon Weißhaupt, Bezirksfischereiverein Memmingen e. V., 2020; Klaus Baumgartner, Fischereiverein Neugablonz e. V., 2019) zu erklären. JUNGWIRTH (1996) wies in einer Reusenuntersuchung einer FWH ebenfalls größtenteils adulte Bachforellen und deutlich weniger juvenile Individuen nach. In einer Untersuchung von WIESNER et al. (2007) hatte der größte Anteil der durch eine FWH aufsteigenden Bachforellen eine Gesamtlänge von 22 bis 26 cm. BORN (1995) zeigte den Aufstieg von Bachforellen mit Gesamtlängen von 12 bis 50 cm durch eine FWH am Main.

Die hohen Aufstiegszahlen **juveniler** und **adulter Bachforellen** bei **Wassertemperaturen** über 20,0 °C werden wie schon bei der Äsche als Ausweichwanderung (ZITEK et al., 2007; vgl. Kap. 2.2.1) aufgrund zu hoher Wassertemperaturen interpretiert. Als obere kritische Wassertemperatur der

Bachforelle werden in einer Literaturübersicht von KÜTTEL et al. (2002) Werte zwischen 19 und 30 °C genannt. Eine weitere Spitze der mittleren Individuenzahlen von adulten Bachforellen wurde bei Wassertemperaturen zwischen 14,0 und 16,9 °C dokumentiert. Nach EBEL et al. (2006) finden Laichwanderbewegungen von Bachforellen bei Wassertemperaturen zwischen 1 und 10 °C statt, nach OVIDIO et al. (1998) bei Wassertemperaturen zwischen 10 und 12 °C. PIECUCH et al. (2007) beschrieben den Beginn der Laichwanderung, sobald die Wassertemperatur im Herbst unter 8 °C fällt. Ähnlich wie in der vorliegenden Arbeit konnten auch JUNGWIRTH (1996) keinen klaren Zusammenhang zwischen den Aufstiegszahlen der Bachforelle durch eine FWH und der Wassertemperatur nachweisen. Ebenso dokumentierten WIESNER et al. (2007) keine Periode mit stark erhöhter Wanderaktivität der Bachforelle durch eine FWH, registrierten allerdings einen Zeitraum mit leicht erhöhten Aufstiegszahlen im Juli bei Wassertemperaturen von ca. 12 bis 14 °C, welche somit ähnlich den oben genannten Wassertemperaturen sind. Auch RUSTADBAKKEN et al. (2004) zeigten keinen klaren Zusammenhang zwischen der Wassertemperatur und den Aufstiegszahlen der Bachforelle.

Die höchsten mittleren Individuenzahlen von **adulten Bachforellen** in Abhängigkeit von der **Tageslänge** wurden bei abnehmenden Tageslängen zwischen 13:59 und 13:00 Stunden dokumentiert. Dies entspricht ungefähr dem Zeitraum zwischen dem 21. August und 08. September. In diesem Zeitraum wurden Wassertemperaturen zwischen 10,4 und 20,3 °C dokumentiert. Aufgrund des vergleichsweise frühen Zeitraums ist diese Spitze der Individuenzahl in den Zählbecken nicht klar als Laichwanderung ansprechbar. Diese findet nach PIECUCH et al. (2007) im Oktober und November statt. Auch ZITEK et al. (2007) dokumentierten in einer Auswertung von Reusenuntersuchungen in FWHs österreichischer Gewässer in großen Gewässern des Hyporhithrals die zahlreichsten Aufstiege von Bachforellen in den Monaten Oktober und November. Die höchste mittlere Individuenzahl **juveniler Bachforellen** wurde bei zunehmenden Tageslängen von 15:00 bis 15:29 Stunden in den Zählbecken aufgezeigt, dies entspricht ungefähr dem Zeitraum vom 11. bis 24. Mai. Diese Spitze ist nicht klar einer Wanderform (vgl. ZITEK et al., 2007; vgl. Kap. 2.2.1) zuzuordnen und deren Motivation nicht über die vorhandene Datenlage erklärbar. Ebenso sind keine ähnlichen Wanderbewegungen von juvenilen Bachforellen in vorhandener Literatur bekannt.

Im **GLM** haben der **Schwebstoffgehalt** und die **Wassertemperatur** einen signifikanten Einfluss auf die Anzahl der in den Zählbecken dokumentierten **juvenilen Bachforellen**. Während im Rahmen der vorliegenden Arbeit bei hohen **Schwebstoffgehalten** höhere Aufstiegszahlen von juvenilen Bachforellen dokumentiert wurden, beschreiben BASH et al. (2001) eine generell verminderte Wanderaktivität von Salmoniden bei hoher Gewässertrübung. Weitere Quellen zur Beeinflussung der Wanderaktivität juveniler Bachforellen durch den Schwebstoffgehalt sind nicht bekannt.

Auf die Individuenzahlen **adulter Bachforellen** in den Zählbecken haben im **GLM** die **Änderung des Schwebstoffgehalts**, der **Tag des Mondzyklus**, die **Wassertemperatur** und die **Änderung der Wassertemperatur** einen signifikanten Einfluss. SANTOS et al. (2002) und SANTOS et al. (2005) zeigten ebenso wie in der vorliegenden Arbeit einen signifikanten Zusammenhang der Aufstiegszahlen von Bachforellen in einen Fischlift bzw. eine naturnahe FWH mit der **Wassertemperatur** und keinen mit dem **Abfluss**. Dagegen dokumentierten SVENDSEN et al. (2004) einen signifikanten Zusammenhang der Aufstiegszahlen von Bachforellen mit dem **Abfluss**. OVIDIO et al. (1998) beschreiben starke **Schwankungen der Wassertemperatur** als einen der Auslöser für die Laichwanderung adulter Bachforellen im Herbst. Auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden höhere Individuenzahlen von adulten Bachforellen bei stark zu- und abnehmenden Wassertemperaturen in den Zählbecken dokumentiert, zwei weitere Spitzen allerdings auch bei konstanten und abnehmenden Wassertemperaturen. Auch andere Untersuchungen zeigen höhere Wanderaktivitäten der Bachforelle bei **Neumond** (SLAVÍK et al., 2012).

Die höchsten Aufstiegszahlen von juvenilen und adulten Bachforellen wurden zusammenfassend bei hohen Wassertemperaturen über 20,0 °C in den Zählbecken dokumentiert und als Ausweichwanderung interpretiert, außerdem von adulten bei abnehmenden Tageslängen von 13:59 bis 13:00 Stunden (ca. 21. August bis 08. September) und von juvenilen bei zunehmenden Tageslängen von 15:00 bis 15:29 Stunden (ca. 11. bis 24. Mai). Bei einem hohen Schwebstoffgehalt wurden erhöhte Individuenzahlen von juvenilen Bachforellen in den Zählbecken dokumentiert und bei stark sinkenden Wassertemperaturen sowie bei Neumond von adulten Bachforellen.

6.3.5 Huchen

Von Huchen mit einer Gesamtlänge zwischen 15 und 50 cm wurden nur wenige Einzelindividuen in den Zählbecken nachgewiesen. Damit fehlte die Altersklasse der mittelgroßen juvenilen Individuen nahezu vollständig in den Zählbecken. Allerdings wurden Huchen dieser Größen- bzw. Altersklasse auch bei den Elektrobefischungen kaum nachgewiesen. KIRCHGÄßNER (2019) dokumentierte bei einer Reusenuntersuchung von drei FWHs in Österreich in einer FWH lediglich den Aufstieg von Huchen mit einer Gesamtlänge zwischen 10 und 70 cm, in der zweiten FWH eine ähnliche Verteilung wie in der vorliegenden Untersuchung mit Huchen mit einer Gesamtlänge von entweder unter 20 oder über 60 cm und in der dritten FWH ausschließlich den Aufstieg von Huchen mit einer Gesamtlänge über 60 cm. Auch hier zeigten sich in den ersten zwei FWHs ähnliche Längenverteilungen der in den Reusen und bei Elektrobefischungen stromab der betrachteten FWHs gefangenen Huchen.

Juvenile Huchen wurden in den höchsten mittleren Individuenzahlen, wie schon juvenile Äschen und Bachforellen, bei hohen **Wassertemperaturen** über 19,0 °C in den Zählbecken dokumentiert. Dies wird ebenfalls als Ausweichwanderung vor zu hohen Wassertemperaturen interpretiert, auch wenn Huchen maximale Wassertemperaturen von 26 bis 27 °C zumindest kurzfristig überstehen können (vgl. Kap. 3.4.3; RATSCHAN, 2014). **Adulte Huchen** wurden dagegen bis auf ein Einzelindividuum größtenteils bei Wassertemperaturen zwischen 8,0 und 11,9 °C in den Zählbecken nachgewiesen. Dies entspricht weitestgehend der Wassertemperatur während des Laichvorgangs des Huchens, welche zwischen 5 und 10 °C liegt (SCHULZ & PIERY, 1982).

Die höchsten Aufstiegszahlen von **adulten Huchen** in den Zählbecken in Abhängigkeit von der **Tageslänge** wurden bei zunehmenden Tageslängen zwischen 12:30 und 13:59 Stunden dokumentiert. Diese entsprechen ungefähr dem Zeitraum zwischen dem 26. März und 22. April. Die Laichzeit des Huchens liegt zwischen Ende März und Anfang Mai (RATSCHAN, 2014). In einer Übersicht von Reusenuntersuchungen in FWHs österreichischer Gewässer wurden die höchsten Aufstiegszahlen von Huchen in Gewässern des mittleren Epipotamals im April und Mai dokumentiert (ZITEK et al., 2007). In einer FWH der Melk in Österreich stiegen Huchen von Februar bis April auf (ZITEK et al., 2012). Innerhalb zunehmender Tageslängen zwischen 12:30 und 13:59 Stunden wurden mit Wassertemperaturen zwischen 6,0 und 11,4 °C nahezu die

gleichen Wassertemperaturen wie oben beschrieben dokumentiert. Deshalb wird davon ausgegangen, dass die jeweiligen Spitzen der mittleren Individuenzahlen dieselbe Wanderbewegung wiedergegeben. Die Nachweise adulter Huchen in den Zählbecken sind somit klar der Laichwanderung (vgl. Kap. 2.2.1; ZITEK et al., 2007) zuzuordnen und treten nahezu ausschließlich im Zuge dieser auf. Die Aufstiegszahlen von **juvenilen Huchen** in Abhängigkeit von der Tageslänge zeigen dagegen eine unregelmäßige Verteilung.

Die **Globalstrahlung** zeigt im **GLM** einen signifikanten Einfluss auf die Individuenzahlen **juvener Huchen** in den Zählbecken, wozu keine bestehenden Untersuchungen bekannt sind.

Im **GLM** verbleiben nach dessen Reduzierung der **Abfluss**, der **Schwebstoffgehalt** und die **Globalstrahlung**, wobei keine der Variablen einen signifikanten Einfluss auf die Individuenzahl von **adulten Huchen** in den Zählbecken zeigt. BASH et al. (2001) beschreiben eine generell verminderte Wanderaktivität von Salmoniden bei hoher **Gewässertrübung**. Dagegen wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit adulte Huchen ausschließlich bei sehr hohen oder niedrigen Schwebstoffkonzentrationen in den Zählbecken dokumentiert. Trotz des nicht signifikanten Einflusses ist es erstaunlich, dass an Tagen mit **Erderschütterungen** mit Magnituden MI über 3,0 deutlich höhere Aufstiegszahlen von juvenilen und adulten Huchen dokumentiert wurden als an Tagen ohne oder mit nur leichten Erderschütterungen. Andere Untersuchungen zu Auswirkungen von Erderschütterungen auf das Wanderverhalten von Huchen sind nicht bekannt.

Zusammenfassend wurden adulte Huchen in den Zählbecken nahezu ausschließlich im Zuge der Laichwanderung dokumentiert und ebenso ausschließlich bei einem sehr niedrigen oder hohen Schwebstoffgehalt der Iller. Die höchsten Aufstiegszahlen adulter Huchen wurden dabei bei Wassertemperaturen zwischen 8,0 und 11,9 °C sowie zunehmenden Tageslängen von 12:30 bis 13:59 Stunden (ca. 26. März bis 22. April) nachgewiesen. Zudem wurden bei mittlerer Globalstrahlung, mittleren bis hohen Abflüssen sowie an Tagen mit Erderschütterungen mit Magnituden MI über 3,0 höhere Aufstiegszahlen von adulten Huchen aufgezeigt. Juvenile Huchen wurden ebenfalls bei Erderschütterungen mit Magnituden MI über 3,0 sowie bei hohen Wassertemperaturen über 19,0 °C mit höheren mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen.

6.3.6 Regenbogenforelle

In den Zählbecken wurden alle Größenklassen von Regenbogenforellen nachgewiesen, jedoch größtenteils adulte Individuen mit Gesamtlängen zwischen 30 und 50 cm. Dies entspricht der typischen Besatzfischgröße von Regenbogenforellen, welche zahlreich von den ansässigen Fischereirechtsinhabern besetzt werden (mündliche Aussagen Simon Weißhaupt, Fischereiverein Memmingen, 2020; Klaus Baumgartner, Fischereiverein Neugablonz, 2019). Es ist jedoch nicht ausgeschlossen, dass kleine Individuen auch von oberstrom her in die Zählbecken gedriftet wurden. Allerdings zeigte sich in den Zählbecken ein deutlich höherer Anteil von adulten Regenbogenforellen als in den Fangzahlen der Elektrobefischungen in den UWs. Dies kann ein Hinweis darauf sein, dass adulte Regenbogenforellen ein höheres Migrationspotenzial haben als juvenile. Auch JUNGWIRTH (1996) und WIESNER et al. (2007) dokumentierten, dass der größte Anteil von Regenbogenforellen, die durch FWHs aufstiegen, adulte Individuen waren.

Die Aufstiegszahlen der Regenbogenforelle zeigen nur einen geringen Zusammenhang mit der **Wassertemperatur**, sowohl bei juvenilen als auch **adulten Individuen**. Besonders adulte Individuen wurden entlang eines weiten Spektrums der Wassertemperatur in ähnlichen mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken registriert. Auch JUNGWIRTH (1996) konnten keinen klaren Zusammenhang zwischen der Wassertemperatur und den Aufstiegszahlen von Regenbogenforellen durch eine FWH nachweisen. Im Gegensatz dazu dokumentierten WIESNER et al. (2007) eine Zunahme der in einer FWH nachgewiesenen Regenbogenforellen mit zunehmender Wassertemperatur, welche in der vorliegenden Arbeit nur ansatzweise bis nicht vorhanden ist.

Die mittleren Individuenzahlen von **juvenilen** und **adulten Regenbogenforellen** in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit von der **Tageslänge** mehrere, unregelmäßige Spitzen. Die höchste mittlere Individuenzahl von adulten Individuen wurde bei abnehmenden Tageslängen von 15:29 bis 15:00 Stunden dokumentiert. Dies entspricht ungefähr dem Zeitraum vom 19. Juli bis 01. August. WIESNER et al. (2007) dokumentierten in Reusen von FWHs im Frühjahr etwa sechsmal so viele aufsteigende Regenbogenforellen wie im Herbst, was sich nicht mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit deckt. Ebenso zeigten WIESNER et al. (2007) eine Laichwanderung von Regenbogenforellen durch FWHs, die Mitte März begann und ihren Höhepunkt

Mitte Mai erreichte. Diese konnte in der vorliegenden Arbeit ebenso nicht klar dokumentiert werden.

Generell zeigten juvenile und adulte Regenbogenforellen deutlich weniger stark ausgeprägte Unterschiede der mittleren Individuenzahlen der betrachteten Klassen der Wassertemperatur und Tageslänge als die anderen beiden betrachteten frühjahrslaichenden Salmoniden Äsche und Huchen.

Im **GLM** haben die **Änderung des Abflusses** und die **Wassertemperatur** einen signifikanten Einfluss auf die Individuenzahlen von **juvenilen Regenbogenforellen** in den Zählbecken. Allerdings zeigen die mittleren Individuenzahlen der betrachteten Klassen der **Änderung des Abflusses** eine unregelmäßige Verteilung. Es sind keine Untersuchungen bekannt, die Aufstiegsbewegungen von juvenilen Regenbogenforellen in Abhängigkeit von dem Abfluss beschreiben.

Auf die Individuenzahlen **adulter Regenbogenforellen** in den Zählbecken haben im **GLM** der **Abfluss**, die **Änderung des Abflusses**, die **Änderung des Schwebstoffgehalts**, die **Tageslänge**, die **Globalstrahlung**, die **Wassertemperatur** und die **Änderung der Wassertemperatur** einen signifikanten Einfluss. Ähnlich wie bei juvenilen Individuen sind auch bei adulten Regenbogenforellen die mittleren Individuenzahlen bei zahlreichen signifikanten Umweltfaktoren unregelmäßig verteilt. Auch DEDUAL & JOWETT (1999) beschreiben die aufwärtsgerichtete Migration von Regenbogenforellen als hochvariabel und nur wenig mit Umweltfaktoren vorhersagbar. Während MUHLFELD et al. (2009) Migrationen von Regenbogenforellen bei **zunehmenden Abflüssen** beschreiben, wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit höhere Aufstiegszahlen bei abnehmenden Abflüssen dokumentiert. Von DEDUAL & JOWETT (1999) wurde nur ein geringer Einfluss des **Abflusses** auf das Aufstiegsverhalten adulter Regenbogenforellen aufgezeigt, ebenso ein geringer Zusammenhang mit dem **Luftdruck**. Der Luftdruck und dessen Schwankungen zeigten in der vorliegenden Arbeit keinen signifikanten Einfluss auf die Individuenzahlen von Regenbogenforellen in den Zählbecken. Veröffentlichungen, die den Zusammenhang von Aufstiegsbewegungen potamodromer Formen der Regenbogenforelle mit der **Globalstrahlung** oder anderen Lichtintensitäten sowie **Änderungen des Schwebstoffgehalts** untersuchten, sind nicht bekannt.

Zusammenfassend zeigen die Aufstiegszahlen adulter und juveniler Regenbogenforellen in den Zählbecken nur geringe Zusammenhänge mit der

Wassertemperatur, der Tageslänge und den weiteren betrachteten Umweltfaktoren. Es lassen sich nur wenige Migrationsmuster erkennen und keine Typen von Wanderbewegungen (vgl. Kap. 2.2.1) klar zuordnen.

6.3.7 Bachschmerle

Mit Gesamtlängen von 2 bis 13 cm wurden alle Alters- bzw. Größenklassen der Bachschmerle in den Zählbecken nachgewiesen. Jedoch kann nicht ausgeschlossen werden, dass kleine Individuen auch von oberstrom her in die Zählbecken gedriftet wurden.

Bachschmerlen wurden ab einer **Wassertemperatur** von 9,0 °C in mitunter hohen, aber deutlich und unregelmäßig schwankenden mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken dokumentiert. Dabei zeigten sich Spitzen bei Wassertemperaturen von 10,0 bis 10,9 °C, 12,0 bis 12,9 °C, 14,0 bis 15,9 °C und 19,0 bis 19,9 °C, wodurch kein klarer Gipfel der Aufstiegsbewegung in Abhängigkeit von der Wassertemperatur erkennbar ist. EBEL et al. (2006) beschreiben Wassertemperaturen von 12 bis 20 °C als charakteristisches Temperaturintervall für die Laichwander- und Laichphase der Bachschmerle, welches somit dem Temperaturintervall von 10,0 bis 19,9 °C ähnlich ist, in dem in der vorliegenden Arbeit die höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken registriert wurden. In einer belgischen FWH wurden die höchsten Aufstiegszahlen der Bachschmerle bei Wassertemperaturen von 20 °C beschrieben (BENITEZ et al., 2015), welche somit höher als die der vorliegenden Arbeit sind. Von PANDER et al. (2013) wurde kein signifikanter Zusammenhang der Wassertemperatur mit den Aufstiegszahlen durch FWHs aufgezeigt und ebenso mehrere kurze Perioden mit Spitzen der Wanderzahlen der Bachschmerle. Generell zeigen Bachschmerlen im Rahmen der vorliegenden Arbeit deutlich weniger ausgeprägte Zusammenhänge der Individuenzahlen in den Zählbecken mit der Wassertemperatur als andere untersuchte Arten.

Die mittleren Individuenzahlen der Bachschmerle in den Zählbecken in Abhängigkeit von der **Tageslänge** zeigen zwei Spitzen bei zunehmenden Tageslängen zwischen 13:30 und 13:59 Stunden sowie 15:00 und 16:02 Stunden. Dies entspricht ungefähr den Zeiträumen vom 12. bis 22. April sowie vom 11. Mai bis 21. Juni und somit der Laichzeit der Bachschmerle (vgl. Kap. 3.4.5), weshalb es für wahrscheinlich gehalten

wird, dass die beiden dokumentierten Spitzen mit dieser zusammenhängen. Auch PANDER et al. (2013) zeigten hohe Wanderzahlen der Bachschmerle durch drei FWHs Ende April und Anfang Mai auf und interpretierten diese als Laichwanderung. In einer FWH in Belgien wurde kein klarer Zusammenhang zwischen den Aufstiegszahlen der Bachschmerle und dem Monat gezeigt (BENITEZ et al., 2015).

Im **GLM** zeigen der **Abfluss**, die **Änderung des Abflusses**, die **Tageslänge**, die **Globalstrahlung**, die **Wassertemperatur**, die **Änderung der Wassertemperatur**, **Erderschütterungen** und **Schwankungen des Erdmagnetfelds** einen signifikanten Einfluss auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen der Bachschmerle. Im Gegensatz zur vorliegenden Arbeit wiesen BENITEZ et al. (2015) Aufstiege der Bachschmerle durch eine FWH vor allem bei sehr niedrigen **Abflüssen** nach. Der erhöhten Aktivität der Bachschmerle unter diffusen Lichtverhältnissen (vgl. Kap. 3.4.5; PRENDA et al., 2000) widersprechen die hohen mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken bei hoher **Globalstrahlung**. Allerdings können Bachschmerlen auch an Tagen mit hoher Globalstrahlung vorwiegend nachts in die Zählbecken eingeschwommen sein. LUMESBERGER-LOISL et al. (2014) beschreiben Spitzen der Migration von Bachschmerlen bei **sinkenden Abflüssen**, was in der vorliegenden Arbeit teilweise bestätigt werden konnte. Auch wenn an Tagen mit **Erderschütterungen** leicht höhere Individuenzahlen dokumentiert wurden als an Tagen ohne Erderschütterungen, werden diese aufgrund der vergleichsweise geringen Unterschiede der mittleren Individuenzahlen eher als Zufall, bzw. nur als vernachlässigbar die Aufstiegszahlen der Bachschmerle beeinflussend, angesehen.

Die Spitzen der Individuenzahlen in den Zählbecken in Abhängigkeit von den betrachteten Umweltfaktoren lassen sich zusammenfassend nicht klar einzelnen Typen von Wanderbewegungen zuordnen (vgl. Kap. 2.2.1), auch wenn die Spitzen der Individuenzahlen in Abhängigkeit von der Tageslänge eine Interpretation als Laichwanderung nahelegen. Ein Grund dafür, dass in Abhängigkeit von der Tageslänge und Wassertemperatur mehrgipflige Verteilungen der mittleren Individuenzahl dokumentiert wurden, kann darin liegen, dass die Bachschmerle über mehrere Monate hinweg mehrmals in Schüben ablaicht (vgl. Kap. 3.4.5) und somit mutmaßlich keine einheitliche Laichwanderung stattfindet. Erhöhte Aufstiegszahlen wurden zudem bei stark steigenden und hohen Abflüssen, mittlerer bis hoher Globalstrahlung sowie stark sinkender Totalintensität des Erdmagnetfelds dokumentiert.

Aufgrund der Schwimmschwäche der Bachschmerle (LUCAS & BARAS, 2001), deuten die Aufstiege von Bachschmerlen über die FWHs des Untersuchungsgebiets zudem auf eine gute bauliche Umsetzung der FWHs hin.

6.3.8 Barbe

Es wurden Barben aller Alters- und Längensklassen mit Gesamtlängen zwischen 2 und 82 cm in den Zählbecken dokumentiert. Jedoch kann nicht ausgeschlossen werden, dass kleine Individuen auch von oberstrom her in die Zählbecken eingeschwommen sind. Den größten Anteil hatten juvenile Barben mit Gesamtlängen zwischen 3 und 21 cm, gefolgt von adulten mit Gesamtlängen von 42 bis 64 cm. Barben mit Gesamtlängen zwischen 34 und 41 cm wurden in vergleichsweise geringen Anteilen in den Zählbecken registriert. In einer FWH an der Weser wurden Barben mit Gesamtlängen zwischen 11 und 30 cm am zahlreichsten nachgewiesen, gefolgt von Barben mit einer Gesamtlänge von 51 bis 70 cm. Barben mit Gesamtlängen zwischen 31 und 50 cm sowie unter 10 cm wurden in deutlich niedrigeren Individuenzahlen dokumentiert (ADAM et al., 2014). Bei Reusenkontrollen in drei FWHs der Enns (Österreich) wurden unter den aufsteigenden Barben größtenteils adulte Individuen registriert, wobei sich die Individuenzahlen und Zusammensetzungen der Größenklassen zwischen den einzelnen Jahren und FWHs deutlich unterschieden (KIRCHGÄßNER, 2019). In beiden Untersuchungen wurde dabei ein deutlich geringerer Anteil von juvenilen Barben unter 20 cm Gesamtlänge registriert als in der vorliegenden Arbeit. Die kleinsten bei Reusenkontrollen von drei FWHs in Baden-Württemberg nachgewiesenen Barben hatten eine Gesamtlänge von 5 bzw. 8 cm (JANSEN et al., 1999). Bei der Reusenkontrolle einer FWH am Main wurden am zahlreichsten Barben mit Gesamtlängen zwischen 23 und 28 cm dokumentiert (BORN, 1995).

Eine Spitze der mittleren Individuenzahlen von **adulten Barben** wurde bei **Wassertemperaturen** von 10,0 bis 16,9 °C in den Zählbecken dokumentiert, mit einem Maximum bei 12,0 bis 13,9 °C. Dieses Temperaturintervall ist dem charakteristischen Wassertemperaturintervall der Laichwander- und Laichphase der Barbe ähnlich, welches nach EBEL et al. (2006) 13 bis 17 °C beträgt. MELCHER & SCHMUTZ (2010) dokumentierten den Beginn der Laichwanderung der Barbe, als die

Wassertemperatur von 10 auf 14 °C anstieg (vgl. Kap. 3.4.6). Die hohen Individuenzahlen bei Wassertemperaturen von 10,0 bis 16,9 °C in den Zählbecken können somit klar als Laichwanderung interpretiert werden, allerdings beginnt diese im Untersuchungsgebiet bei im Vergleich zu anderen Untersuchungen kühleren Wassertemperaturen. In einer FWH in Belgien wurden die höchsten Aufstiegszahlen von Barben bei Wassertemperaturen zwischen 13 und 15 °C beschrieben (PRIGNON et al., 1998), in zwei anderen belgischen FWHs bei 13 °C bzw. 16 und 18 °C (BENITEZ et al., 2015). Es gibt jedoch auch Untersuchungen, die keinen Einfluss der Wassertemperatur auf die Aufstiegszahlen von Barben durch FWHs zeigen (vgl. Kap. 3.4.6; SLAVÍK et al., 2009). Eine weitere Spitze der Individuenzahlen adulter Barben in den Zählbecken wurde bei Wassertemperaturen zwischen 22,0 und 22,9 °C dokumentiert. Ebenso wurden die höchsten Individuenzahlen von **juvenilen Barben** bei Wassertemperaturen über 21,0 °C registriert. Wegen der hohen oberen Maximaltemperatur der Barbe (vgl. Kap. 3.4.6; KÜTTEL et al., 2002), kann dies nicht klar als Ausweichwanderung (vgl. Kap. 2.2.1; ZITEK et al., 2007) aufgrund zu hoher Wassertemperaturen interpretiert werden. Die Motivation dieser Wanderbewegung ist daher ungeklärt und kann anhand der vorliegenden Datenlage nicht bestimmt werden.

Adulte Barben wurden ab zunehmenden **Tageslängen** von 14:30 bis 14:59 Stunden in hohen Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen, die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei zunehmenden Tageslängen von 15:00 bis 16:02 Stunden dokumentiert. Dies entspricht ungefähr den Zeiträumen vom 01. Mai bis 11. Mai bzw. vom 11. Mai bis 21. Juni und folglich den in der Literatur angegebenen Zeiträumen, in denen die Barbe ihre Laichwanderung durchführt. Dadurch sind die hohen mittleren Individuenzahlen klar als Laichwanderung interpretierbar. EBEL et al. (2006) beschreiben ausgeprägte Migrationen der Barbe zu den Laichgebieten von Mai bis Juni. Der Aufstieg durch eine FWH in Belgien im Zuge der Laichwanderung wurde von PRIGNON et al. (1998) ab Mitte Mai registriert. Die Laichwanderung von Barben aus der Donau in die Pielach wurde Anfang Mai dokumentiert (MELCHER & SCHMUTZ, 2010). In einer Metastudie zu Untersuchungen von Aufstiegsbewegungen durch FWHs westeuropäischer Gewässer wurden die höchsten Aufstiegszahlen der Barbe von Ende April bis Mitte Juni aufgezeigt (LUCAS & BARAS, 2001). ZITEK et al. (2007) dokumentierten in einer Auswertung von Reusenuntersuchungen zur Aufwanderung durch FWHs in österreichischen Gewässern die höchsten Aufstiegszahlen der Barbe in Gewässern des mittleren Epipotamals von März bis Mai.

Im Zeitraum vom 01. Mai bis 11. Mai wurden dabei Wassertemperaturen von 7,1 bis 12,3 °C gemessen, vom 11. Mai bis 21. Juni Wassertemperaturen von 7,4 bis 21,0 °C. Damit umfasst der Zeitraum vom 01. Mai bis 21. Juni das oben beschriebene Temperaturintervall von 10,0 bis 16,9 °C komplett, weshalb davon ausgegangen werden kann, dass es sich bei den jeweiligen Spitzen der Individuenzahlen adulter Barben in den Zählbecken in Abhängigkeit von der Wassertemperatur und der Tageslänge um die gleiche Wanderbewegung handelt und diese die Laichwanderung der Barbe darstellt.

Die abnehmenden **Tageslängen** von 15:29 bis 14:00 Stunden, während denen die höchsten mittleren Individuenzahlen **juvener Barben** in den Zählbecken nachgewiesen wurden, entsprechen ungefähr dem Zeitraum vom 19. Juli bis 21. August. PRCHALOVÁ et al. (2006 a) beschreiben ebenfalls hohe Individuenzahlen von juvenilen *Cypriniformes* im Sommer in FWHs und interpretierten diese als Migration zur Suche von Nahrungsgründen.

Im **GLM** zeigen der **Schwebstoffgehalt**, die **Tageslänge**, die **Globalstrahlung**, der **Luftdruck**, die **Wassertemperatur** und die **Änderung der Wassertemperatur** einen signifikanten Einfluss auf die Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen **juvener Barben**. Es sind keine Veröffentlichungen bekannt, die das Aufstiegsverhalten von juvenilen Barben im Zusammenhang mit den genannten Umweltfaktoren untersuchen. Besonders bei **zunehmendem Schwebstoffgehalt**, hoher **Globalstrahlung**, mittlerem bis hohem **Luftdruck** und stark **fallender Wassertemperatur** wurden hohe mittlere Individuenzahlen von juvenilen Barben in den Zählbecken aufgezeigt.

Auf die Individuenzahlen von **adulten Barben** in den Zählbecken zeigen im **GLM** der **Abfluss**, die **Änderung des Schwebstoffgehalts**, die **Tageslänge**, die **Windgeschwindigkeit**, die **Globalstrahlung**, die **Änderung der Wassertemperatur** und die **Änderung des Luftdrucks** einen signifikanten Einfluss. SLAVÍK et al. (2009) dokumentierten bei Untersuchungen von FWHs ebenso keinen signifikanten Einfluss der **Wassertemperatur** auf die Aufstiegszahlen der Barbe. BARRAS & CHERRY (1990) zeigten im Gegensatz zur vorliegenden Arbeit keinen Einfluss des **Abflusses** auf Wanderbewegungen der Barbe. Ebenso wie in der vorliegenden Arbeit zeigte auch SLAVÍK (1996) höhere Aufstiegszahlen der Barbe durch eine FWH der Elbe bei **steigendem Schwebstoffgehalt**. BORN (1995) dokumentierte im Gegensatz zur

vorliegenden Arbeit eine signifikant positive Korrelation der Sichttiefe (entsprechend dem **Schwebstoffgehalt**) mit den Aufstiegszahlen von Barben durch eine FWH. Publikationen, die den Einfluss der **Windgeschwindigkeit** und **Globalstrahlung** untersuchen, sind nicht bekannt. Auf das Wanderverhalten der nahe verwandten Iberischen Barbe (*Luciobarbus bocagei*) wurde wie in der vorliegenden Arbeit kein signifikanter Einfluss der **Mondphase** dokumentiert (RODRIGUEZ-RUIZ & GRANADO-LORENCIO, 1992). Ebenso wurde analog zu den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit von SANTOS et al. (2002) ein signifikanter Einfluss des **Abflusses** auf die Aufstiegszahlen der Iberischen Barbe aufgezeigt und ebenso kein signifikanter Einfluss der **Wassertemperatur**. Auch in einer späteren Untersuchung wiesen SANTOS et al. (2005) keinen signifikanten Einfluss der Wassertemperatur auf die Aufstiegszahlen der Iberischen Barbe nach.

Zusammenfassend wurden die höchsten Individuenzahlen von adulten Barben in den Zählbecken im Zuge der Laichwanderung registriert. Diese wurde bei Wassertemperaturen zwischen 10,0 und 16,9 °C beginnend ab Anfang Mai dokumentiert und erreichte bei Wassertemperaturen zwischen 12,0 und 13,9 °C im Zeitraum vom 11. Mai bis 21. Juni ihren Höhepunkt. Zudem wurden bei hohen Abflüssen, stark zunehmendem Schwebstoffgehalt, hoher Globalstrahlung, stark fallender Wassertemperatur und niedrigen Windgeschwindigkeiten höhere Individuenzahlen von adulten Barben in den Zählbecken aufgezeigt. Juvenile Barben wurden größtenteils bei hohen Wassertemperaturen über 21,0 °C zwischen dem 19. Juli und 21. August in den Zählbecken in hohen Individuenzahlen dokumentiert, zudem wurden bei mittleren und hohen Schwebstoffgehalten, hoher Globalstrahlung, mittlerem bis hohem Luftdruck und stark fallender Wassertemperatur höhere Aufstiegszahlen von juvenilen Barben aufgezeigt.

6.3.9 Bitterling

Es wurden Bitterlinge aller Alters- und Längensklassen in den Zählbecken nachgewiesen. Allerdings ist nicht ausgeschlossen, dass kleine Individuen auch von oberstrom her in die Zählbecken gedriftet wurden.

Es sind keine Veröffentlichungen bekannt, die die Wanderung von Bitterlingen durch FWHs beschreiben und diese in Abhängigkeit von Umweltfaktoren auswerten.

Bitterlinge wurden bei **Wassertemperaturen** über 23,0 °C in den höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen. EBEL et al. (2006) beschreibt ein Temperaturintervall von 12 bis 24 °C als charakteristisch für die Laichwander- und Laichphase des Bitterlings. Andere Studien beschreiben, dass das Ablaichen des Bitterlings bei Wassertemperaturen zwischen 10 und 15 °C stattfindet (vgl. Kap. 3.4.7; KONEČNÁ & REICHARD, 2011). Somit wird ein Zusammenhang der hohen Individuenzahlen in den Zählbecken bei Wassertemperaturen über 23,0 °C mit einer möglichen Laichwanderung als unwahrscheinlich angesehen. Dies wird dadurch unterstrichen, dass der Bitterling als Fischart beschrieben wird, die keine Laichwanderung durchführt (vgl. Kap. 3.4.7; KONEČNÁ & REICHARD, 2011).

In Abhängigkeit von der **Tageslänge** wurde die höchste mittlere Individuenzahl bei abnehmenden Tageslängen zwischen 14:59 und 14:30 Stunden in den Zählbecken registriert. Dies entspricht ungefähr dem Zeitraum vom 01. bis 11. August.

Im **GLM** haben der **Abfluss**, die **Änderung des Abflusses**, die **Tageslänge**, die **Windgeschwindigkeit**, die **Globalstrahlung**, der **Luftdruck**, die **Änderung des Luftdrucks**, die **Wassertemperatur**, die **Änderung der Wassertemperatur** und **Schwankungen des Erdmagnetfelds** einen signifikanten Einfluss auf die Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen Bitterlinge.

Zusammenfassend wurden die höchsten Individuenzahlen von Bitterlingen in den Zählbecken während des Zeitraums vom 01. bis 11. August, bei Wassertemperaturen über 23,0 °C sowie fallenden Wassertemperaturen, sehr niedrigen sowie stark fallenden Abflüssen, niedrigen bis mittleren Windgeschwindigkeiten, mittlerer bis hoher Globalstrahlung, konstantem und mittlerem Luftdruck und leicht steigender oder sinkender Totalintensität des Erdmagnetfelds registriert. Die Aufstiegsbewegungen des Bitterlings können dabei keinem Wandertyp (vgl. Kap. 2.2.1; ZITEK et al., 2007)

zugeordnet werden und stehen vermutlich ebenso in keinem Zusammenhang mit dessen Ablaichen.

6.3.10 Döbel

Der größte Anteil der in den Zählbecken nachgewiesenen Döbel wurde von juvenilen Individuen mit Gesamtlängen zwischen 2 und 12 cm gebildet. Allerdings ist nicht ausgeschlossen, dass kleine Individuen auch von oberstrom her in die Zählbecken gedriftet wurden. In drei FWHs in Oberösterreich hatte der größte Anteil der aufsteigenden Döbel eine Gesamtlänge von 12 bis 28 cm, lediglich in einem Jahr wurden in einer FWH auch zahlreiche Döbel mit Gesamtlängen von 4 bis 8 cm dokumentiert (KIRCHGÄßNER, 2019). Die kleinsten bei Reusenkontrollen von drei FWHs in Baden-Württemberg nachgewiesenen Döbel hatten eine Gesamtlänge von 8 bis 12 cm (JANSEN et al., 1999). In einer FWH am Main wurden bei Reusenkontrollen Döbel bis 37 cm Gesamtlänge dokumentiert (BORN, 1995).

Die mittleren Individuenzahlen von **adulten Döbeln** in den Zählbecken zeigen eine deutliche Spitze bei **Wassertemperaturen** von 12,0 bis 12,9 °C. PRIGNON et al. (1998) beschreiben die höchsten Aufstiegszahlen von adulten Döbeln durch eine FWH bei Wassertemperaturen von 13 bis 15 °C. Von EBEL et al. (2006) werden Wassertemperaturen von 12 bis 18 °C als charakteristisches Temperaturintervall für die Laichwander- und Laichphase des Döbels angegeben. Dadurch kann die aufgezeigte Spitze als Wanderung zu Beginn der Laichzeit interpretiert werden. Eine weitere Spitze der Individuenzahl adulter Döbel in den Zählbecken wurde bei Wassertemperaturen von 1,0 bis 1,9 °C aufgezeigt. Diese kann weder klar einem Wandertyp (vgl. Kap. 2.2.1; ZITEK et al., 2007) zugeordnet noch deren Motivation anhand der vorliegenden Datenlage interpretiert werden. Im Gegensatz zu adulten Döbeln wurden die höchsten Aufstiegszahlen von **juvenilen Individuen** bei hohen Wassertemperaturen zwischen 20,0 und 20,9 °C sowie über 23,0 °C in den Zählbecken nachgewiesen. Dies deckt sich nicht mit den Ergebnissen von PRIGNON et al. (1998), welche die höchsten Aufstiegszahlen von juvenilen Döbeln durch eine FWH bei Wassertemperaturen zwischen 10 und 15 °C registrierten. Ähnlich wie schon bei der Barbe, kann hier aufgrund der hohen kritischen Maximaltemperatur des Döbels (vgl. Kap. 3.4.8; KÜTTEL et al., 2002) eine Ausweichwanderung (vgl. Kap. 2.2.1; ZITEK

et al., 2007) aufgrund zu hoher Wassertemperaturen weitgehend ausgeschlossen werden. Ebenso wie bei anderen *Cypriniformes* kann dies jedoch eine Wanderung zur Suche von neuen Nahrungsgründen darstellen (PRCHALOVÁ et al., 2006 a).

In Abhängigkeit von der **Tageslänge** zeigten die mittleren Individuenzahlen von **adulten Döbeln** mehrere Spitzen bei zunehmenden Tageslängen von 09:00 bis 09:29 Stunden und 15:00 bis 16:02 Stunden sowie bei abnehmenden von 12:59 bis 12:30 Stunden und 11:29 bis 11:00 Stunden. Somit zeigten die mittleren Individuenzahlen adulter Döbel einen deutlich weniger ausgeprägten Gipfel als bei anderen untersuchten *Cypriniformes*, wie beispielsweise adulten Barben oder Nasen. Die Tageslängen entsprechen ungefähr den Zeiträumen vom 20. Januar bis 01. Februar, 11. Mai bis 21. Juni, 08. September bis 16. September und 04. Oktober bis 13. Oktober. In einer Metastudie zu Untersuchungen von Aufstiegsbewegungen durch FWHs westeuropäischer Gewässer wurden ebenso mehrere Spitzen der Aufstiegszahlen des Döbels im Mai, Juni, Juli und September registriert. Die höchsten Aufstiegszahlen wurden dabei im Mai dokumentiert (LUCAS & BARAS, 2001). In einer FWH in England wurden Aufstiege von adulten Döbeln vor allem im Mai und Juni nachgewiesen (LUCAS, 2000). Auch PRIGNON et al. (1998) registrierten die zahlreichsten Aufstiege adulter Döbel durch eine FWH ab Mitte Mai. In einer Auswertung von Reusenuntersuchungen in österreichischen FWHs zeigten ZITEK et al. (2007) die höchsten Aufstiegszahlen des Döbels in großen Gewässern des Hyporhithrals im April, in mittleren Gewässern des Epipotamals im Mai und Juni. Diese Zeiträume entsprechen der Laichzeit des Döbels (vgl. Kap. 3.4.8). Die Spitze der Nachweise von adulten Döbeln in den Zählbecken bei zunehmenden Tageslängen zwischen 15:00 bis 16:02 Stunden wird folglich als Laichwanderung (vgl. Kap. 2.2.1; ZITEK et al., 2007) interpretiert, von welcher somit angenommen wird, dass sie im Untersuchungsgebiet bei Wassertemperaturen von 12,0 bis 12,9 °C zwischen dem 11. Mai und 21. Juni ihren Höhepunkt erreicht. Die restlichen Spitzen lassen sich weder klar einem Wandertyp (vgl. Kap. 2.2.1; ZITEK et al., 2007) zuordnen noch deren Motivation anhand der vorliegenden Datenlage erklären.

Juvenile Döbel wurden mit den höchsten mittleren Individuenzahlen bei abnehmenden **Tageslängen** zwischen 14:59 und 14:00 Stunden in den Zählbecken nachgewiesen. Dies entspricht ungefähr dem Zeitraum zwischen dem 01. August und 21. August. PRIGNON et al. (1998) dokumentierten dagegen die höchsten Aufstiegszahlen von juvenilen Döbeln durch eine FWH ab Mitte März. In einer FWH in

Belgien wurden die höchsten Aufstiegszahlen juveniler Döbel Ende August aufgezeigt (BENITEZ et al., 2015) und damit in einem ähnlichen Zeitraum wie in der vorliegenden Arbeit. In dem Zeitraum zwischen dem 01. August und 21. August wurden Wassertemperaturen von 12,9 bis 24,4 °C gemessen, welche somit auch die oben diskutierten Wassertemperaturen zwischen 20,0 und 20,9 °C sowie über 23,0 °C umfassen.

Im **GLM** zeigen die **Änderung des Abflusses**, der **Schwebstoffgehalt**, die **Änderung des Schwebstoffgehalts**, die **Tageslänge**, der Tag des **Mondzyklus**, die **Windgeschwindigkeit**, die **Globalstrahlung**, der **Luftdruck**, die **Änderung des Luftdrucks**, die **Wassertemperatur**, die **Änderung der Wassertemperatur** und **Erderschütterungen** einen signifikanten Einfluss auf die Individuenzahlen **juveniler Döbel** in den Zählbecken. Analog zur vorliegenden Arbeit zeigten auch PRCHALOVÁ et al. (2011) und BENITEZ et al. (2015) die höchsten Aufstiegszahlen von juvenilen Döbeln durch FWHs bei sehr niedrigen **Abflüssen**. LUCAS (2000) dokumentierte trotz fehlender Signifikanz hohe Aufstiegszahlen von Fischen durch eine FWH bei hohen Abflüssen und **fallenden Wassertemperaturen**. Davon war ein Großteil Döbel und Rotaugen. Dabei wurde allerdings nicht zwischen juvenilen und adulten Individuen unterschieden. Auch in der vorliegenden Arbeit wurden die höchsten Aufstiegszahlen juveniler Döbel bei fallenden Wassertemperaturen dokumentiert. Da die mittleren Individuenzahlen von juvenilen Döbeln in den Zählbecken der verschiedenen Klassen der **Erderschütterungen**, **Änderungen des Abflusses** und **Änderungen des Schwebstoffgehalts** eine unregelmäßige Verteilung ohne klar erkennbare Muster zeigen, wird davon ausgegangen, dass diese Umweltfaktoren trotz der Signifikanz im GLM einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Aufstiegszahlen juveniler Döbel haben. Auffallend sind leicht erhöhte Aufstiegszahlen bei **Neumond**. Bei **konstantem Luftdruck** wurden höhere Individuenzahlen juveniler Döbel in den Zählbecken dokumentiert als bei fallendem oder steigendem. Zu diesen Umweltfaktoren ist keine vergleichbare Literatur bekannt.

Auf die Individuenzahlen von **adulten Döbeln** in den Zählbecken haben im **GLM** die **Tageslänge**, der **Tag des Mondzyklus**, die **Windgeschwindigkeit**, die **Wassertemperatur** und **Schwankungen des Erdmagnetfelds** einen signifikanten Einfluss. LUCAS (2000) zeigte einen signifikanten Einfluss der **Tageslänge** auf Aufstiegsbewegungen von Fischen, wovon ein Großteil Döbel und Rotaugen waren, durch eine FWH, aber nicht mit der **Wassertemperatur** und dem **Abfluss**. Dabei

wurde allerdings nicht zwischen juvenilen und adulten Individuen unterschieden. Allerdings wurden trotz der fehlenden Signifikanz hohe Aufstiegszahlen bei hohen Abflüssen und fallenden Wassertemperaturen festgestellt. Auch PRCHALOVÁ et al. (2011) wies hohe Individuenzahlen von adulten Döbeln in einer FWH bei hohen Abflüssen nach. BENITEZ et al. (2015) dokumentierten hohe Aufstiegszahlen von adulten Döbeln durch zwei FWHs bei einem weiten Spektrum von niedrigen bis hohen Abflüssen. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit zeigte der Abfluss dagegen keinen signifikanten Einfluss auf die Aufstiegszahlen adulter Döbel. Ebenso wie bei juvenilen Individuen wurden leicht erhöhte Aufstiegszahlen bei **Neumond** aufgezeigt. Auffallend waren zudem erhöhte Aufstiegszahlen bei fallenden Tagesmittelwerten der Totalintensität des **Erdmagnetfelds**. Es sind keine vergleichbaren Literaturquellen über den Einfluss der Mondphase, des Erdmagnetfelds sowie der **Globalstrahlung** auf Aufstiegsbewegungen von adulten Döbeln bekannt.

Zusammenfassend wird davon ausgegangen, dass es sich bei den Spitzen der mittleren Individuenzahlen adulter Döbel in den Zählbecken bei einer Wassertemperatur von 12,0 bis 12,9 °C und einer zunehmenden Tageslänge von 15:00 bis 16:02 Stunden (ungefähr 11. Mai bis 21. Juni) um den gleichen Wanderzug handelt und die Laichwanderung darstellt. Adulte Döbel wurden außerdem bei Neumond und fallenden Tagesmittelwerten der Totalintensität des Erdmagnetfelds mit höheren Individuenzahlen dokumentiert. Juvenile Döbel wurden bei Wassertemperaturen über 20,0 °C, abnehmenden Tageslängen von 14:59 bis 14:00 Stunden (ungefähr 01. August bis 21. August) und niedrigen Abflüssen in höheren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen. Zudem wurden höhere Individuenzahlen von juvenilen Döbeln bei Neumond, niedrigen bis mittleren Windgeschwindigkeiten, mittlerer Globalstrahlung, konstantem und mittlerem bis hohem Luftdruck sowie sinkender Wassertemperatur dokumentiert.

6.3.11 Gründling

Es wurden Gründlinge aller Alters- bzw. Größenklassen mit Gesamtlängen von 2 bis 15 cm in den Zählbecken nachgewiesen. Allerdings ist nicht ausgeschlossen, dass kleine Individuen auch von oberstrom her in die Zählbecken gedriftet wurden. Bei einer Reusenuntersuchung einer FWH am Main wurden Gründlinge mit Gesamtlängen von 8 bis 16 cm dokumentiert, womit dort kleine Gründlinge mit 2 bis 7 cm Gesamtlänge im Gegensatz zur vorliegenden Arbeit komplett absent waren (BORN, 1995).

Die mittleren Individuenzahlen des Gründlings in den Zählbecken zeigen einen stark positiven Zusammenhang mit der **Wassertemperatur**, die höchsten Individuenzahlen wurden bei Wassertemperaturen über 20,0 °C registriert. PRCHALOVÁ et al. (2011) kamen bei Untersuchungen an einer FWH der tschechischen Elbe zu ähnlichen Ergebnissen und dokumentierten in dieser die höchsten Individuenzahlen adulter und juveniler Gründlinge ebenfalls bei hohen Wassertemperaturen über 20 °C. Dagegen wiesen BENITEZ et al. (2015) die höchsten Aufstiegszahlen des Gründlings durch eine FWH in Belgien bei einer Wassertemperatur von 16 °C nach und damit bei einer deutlich niedrigeren als in der vorliegenden Arbeit. Ebenso geben EBEL et al. (2006) als charakteristisches Temperaturintervall für die Laichwander- und Laichphase des Gründlings Wassertemperaturen von 12 bis 16 °C an. Damit liegt dieses Temperaturintervall deutlich unter den Wassertemperaturen, bei denen in der vorliegenden Arbeit die höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken dokumentiert wurden. Damit können die hohen Aufstiegszahlen bei Wassertemperaturen über 20,0 °C nicht als Laichwanderung interpretiert werden, ebenso nicht als Ausweichwanderung aufgrund zu hoher Wassertemperaturen (vgl. Kap. 2.2.1; ZITEK et al., 2007), da die obere kritische Maximaltemperatur des Gründlings über 27 °C beträgt (vgl. Kap. 3.4.9; KÜTTEL et al., 2002).

In Abhängigkeit von der **Tageslänge** wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken bei abnehmenden Tageslängen zwischen 16:02 und 14:00 Stunden nachgewiesen. Dies entspricht ungefähr dem Zeitraum zwischen dem 21. Juni und 21. August. In einer FWH in Belgien wurden die höchsten Aufstiegszahlen des Gründlings im Mai und Anfang Juni festgestellt (BENITEZ et al., 2015). In einer Übersicht über Reusenuntersuchungen zu aufwärtsgerichteten Wanderbewegungen durch österreichische FWHs wurden die höchsten Fangzahlen des Gründlings in Gewässern des mittleren Epipotamals ebenfalls im Mai und Juni dokumentiert (ZITEK et al., 2007).

Damit zeigten sowohl BENITEZ et al. (2015) als auch in ZITEK et al. (2007) die Spitzen der Aufstiegszahlen des Gründlings deutlich früher als in der vorliegenden Untersuchung auf, wobei ein Zusammenhang mit der Laichzeit des Gründlings im Mai und Juni (vgl. Kap. 3.4.9) wahrscheinlich ist. Wie schon bei der Wassertemperatur sind somit im Projektgebiet die höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken auch in Abhängigkeit von der Tageslänge nicht als Laichwanderung interpretierbar, da der Zeitraum zwischen dem 21. Juni und 21. August größtenteils nach der Laichzeit des Gründlings liegt.

Im GLM zeigen der **Abfluss**, der **Schwebstoffgehalt**, die **Änderung des Schwebstoffgehalts**, die **Tageslänge**, die **Globalstrahlung**, der **Luftdruck**, die **Änderung des Luftdrucks**, die **Wassertemperatur**, die **Änderung der Wassertemperatur**, **Erderschütterungen** und **Schwankungen des Erdmagnetfelds** einen signifikanten Einfluss auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen Gründlinge. Allerdings ist das GLM des Gründlings als einziges aller untersuchten Fischarten nicht signifikant. BENITEZ et al. (2015) wiesen die höchsten Aufstiegszahlen des Gründlings durch eine FWH bei niedrigen **Abflüssen** nach, allerdings nicht bei sehr niedrigen wie in der vorliegenden Arbeit. Im Gegensatz dazu dokumentierten PRCHALOVÁ et al. (2011) höhere Aufstiegszahlen durch eine FWH der Elbe bei höheren Abflüssen. Es wird vermutet, dass die höheren Aufstiegszahlen bei niedrigen **Schwebstoffgehalten** in der vorliegenden Arbeit mit denen bei sehr niedrigen Abflüssen einhergehen. Bei den mittleren Individuenzahlen in Abhängigkeit von der **Änderung des Schwebstoffgehalts**, der **Änderung der Wassertemperatur**, **Erderschütterungen** und **Schwankungen des Erdmagnetfelds** zeigten sich nur vergleichsweise geringe Unterschiede oder eine unregelmäßige Verteilung der mittleren Individuenzahlen ohne erkennbare Muster, so dass diesen Umweltfaktoren, vor allem Erderschütterungen, trotz der Signifikanz nur ein vernachlässigbarer Einfluss auf die Aufstiegszahlen des Gründlings zugeschrieben wird. Bei sinkenden und **steigenden Wassertemperaturen** wurden in den Zählbecken leicht höhere mittlere Individuenzahlen als bei konstanten Wassertemperaturen aufgezeigt. BORN (1995) zeigte eine signifikant positive Korrelation der Aufstiegszahlen von Gründlingen durch eine FWH mit der Differenz der Wassertemperatur zum Vortag. Auffällig ist auch, dass in der vorliegenden Arbeit mit höherer **Globalstrahlung** deutlich höhere mittlere Individuenzahlen von Gründlingen in den Zählbecken dokumentiert wurden.

Zusammenfassend wurden die höchsten Individuenzahlen des Gründlings in den Zählbecken bei Wassertemperaturen über 20,0 °C im Hochsommer bei abnehmenden Tageslängen zwischen 16:02 und 14:00 Stunden (ca. 21. Juni bis 21. August) nachgewiesen. Höhere Aufstiegszahlen wurden zudem bei hoher Globalstrahlung, niedrigem Abfluss und Schwebstoffgehalt, konstantem und mittlerem bis hohem Luftdruck sowie niedrigen Windgeschwindigkeiten dokumentiert.

6.3.12 Laube

Es wurden Lauben aller Alters- bzw. Längenklassen mit Gesamtlängen von 2 bis 22 cm in den Zählbecken nachgewiesen. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass kleine Individuen auch von oberstrom her in die Zählbecken eingeschwommen sind. BORN (1995) zeigte den Aufstieg von Lauben mit Gesamtlängen von 6 bis 21 cm durch eine FWH am Main.

Lauben wurden bei **Wassertemperaturen** zwischen 14,0 und 20,9 °C zahlreich in den Zählbecken nachgewiesen. Bei Wassertemperaturen zwischen 18,0 und 18,9 °C wurde eine deutlich geringere mittlere Individuenzahl im Vergleich zu Wassertemperaturen zwischen 17,0 und 17,9 °C sowie 19,0 und 19,9 °C dokumentiert. Dies kann anhand der vorliegenden Datenlage nicht erklärt werden. Ebenso sind keine ähnlichen Ergebnisse aus vorhandener Literatur bekannt. Die Temperaturspanne von 14,0 bis 20,9 °C ist Angaben aus vorhandener Literatur ähnlich. So zeigten PRCHALOVÁ et al. (2011) die höchsten Individuenzahlen von Lauben in einer FWH der tschechischen Elbe im Frühjahr bei Wassertemperaturen zwischen 15 und 20 °C. In einer FWH in Polen wurden die höchsten Individuenzahlen bei Wassertemperaturen zwischen 12 und 20 °C von April bis Juni dokumentiert (KOTUSZ et al., 2006). EBEL et al. (2006) geben als charakteristisches Temperaturintervall für die Laichwanderphase von Lauben eine Wassertemperatur von 14 bis 19 °C an. Damit ist es möglich, dass die hohen Aufstiegszahlen der Laube in der vorliegenden Arbeit bei Wassertemperaturen zwischen 14,0 und 20,9 °C in einem Zusammenhang mit einer möglichen Laichwanderung stehen.

In Abhängigkeit von der **Tageslänge** wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen bei abnehmenden Tageslängen zwischen 14:59 und 12:00 Stunden dokumentiert. Dies entspricht ungefähr dem Zeitraum zwischen dem 01. August und 25. September.

In einer Auswertung von österreichischen Untersuchungen zu Fischeufstiegsbewegungen durch FWHs zeigten ZITEK et al. (2007) die höchsten Aufstiegszahlen der Laube in Gewässern des mittleren Epipotamals im Mai und September. Davon sind die hohen Aufstiegszahlen im Mai als Laichwanderung interpretierbar (vgl. Kap. 3.4.10). Auch in einer FWH der tschechischen Elbe wurden neben dem Frühjahr im April und Mai ebenfalls im August und September hohe Individuenzahlen der Laube dokumentiert (PRCHALOVÁ et al., 2006 a; PRCHALOVÁ et al., 2011). KOTUSZ et al. (2006) zeigten ebenso zwei Spitzen der Individuenzahlen der Laube in einer FWH, eine im April und Mai und eine im Juli.

Es zeigt sich folglich in bestehender Literatur, dass die Laube in vielen Gewässern im Jahresverlauf zwei Migrationsbewegungen durchführt, eine im Frühjahr zwischen April und Mai, welche als Laichwanderung interpretierbar ist und eine weitere im Hochsommer und frühen Herbst zwischen Juli/August und September. Die Auswertung der mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken in Abhängigkeit von der Tageslänge zeigt, dass im Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit Lauben nahezu nur die zweite Migrationsbewegung im Hochsommer und frühen Herbst durchführen. Auch wenn die Auswertung in Abhängigkeit von der Wassertemperatur eine Interpretation der höchsten mittleren Individuenzahlen bei Wassertemperaturen zwischen 14,0 und 20,9 °C als Laichwanderung zulässt, wird diese Überlegung verworfen, da während der Laichzeit der Laube zwischen März und Juni (zunehmenden Tageslängen zwischen 11:30 und 16:02 Stunden entsprechend) nur vergleichsweise geringe mittlere Individuenzahlen aufgezeigt wurden. Die hohen Aufstiegszahlen bei abnehmenden Tageslängen von 14:59 bis 12:00 Stunden entsprechen der in anderen Arbeiten dokumentierten zweiten Migrationsbewegung der Laube im Hochsommer und Frühherbst, welche unabhängig von der Laichwanderung durchgeführt wird (vgl. PRCHALOVÁ et al., 2006 a; PRCHALOVÁ et al., 2011). Diese zweite Migrationsbewegung wurde von PRCHALOVÁ et al. (2006 a) detailliert beschrieben und als Migration zur Suche von geeigneten Nahrungshabitaten interpretiert. Weshalb sich in der vorliegenden Arbeit keine ausgeprägte Laichwanderung der Laube im Frühjahr in den Zählbecken abzeichnet, kann anhand der vorliegenden Datenlage und bestehender Literatur nicht beantwortet werden.

Im GLM zeigen der **Abfluss**, die **Änderung des Abflusses**, der **Schwebstoffgehalt**, die **Tageslänge**, der **Tag des Mondzyklus**, die **Windgeschwindigkeit**, die **Globalstrahlung**, der **Luftdruck**, die **Änderung des Luftdrucks**, die

Wassertemperatur, die **Änderung der Wassertemperatur**, **Erderschütterungen** und **Schwankungen des Erdmagnetfelds** einen signifikanten Einfluss auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen Lauben. SLAVÍK et al. (2009) zeigten einen signifikanten Einfluss des **Abflusses** auf die Aufstiegszahlen der Laube durch FWHs und unterschiedliche Auswirkungen des Abflusses auf die Aufstiegszahlen während verschiedener Jahreszeiten. PRCHALOVÁ et al. (2011) wiesen die höchsten Individuenzahlen von Lauben in einer FWH bei mittleren Abflüssen und mit höheren Abflüssen sinkende Individuenzahlen nach. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit zeigten die mittleren Individuenzahlen in Abhängigkeit vom Abfluss eine unregelmäßige Verteilung. Ebenso zeigten die mittleren Individuenzahlen in Abhängigkeit von der **Änderung des Abflusses**, **Schwankungen des Erdmagnetfelds** und **Erderschütterungen** eine unregelmäßige Verteilung und teilweise nur vergleichsweise geringe Schwankungen. Daher wird trotz der Signifikanz davon ausgegangen, dass diese Umweltfaktoren keinen oder nur einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Aufstiegszahlen von Lauben haben. Allerdings wurden an Tagen ohne Erderschütterungen leicht höhere mittlere Individuenzahlen in den Zählbecken aufgezeigt. Ebenso wurden bei Neumond und abnehmendem **Mond** leicht höhere Aufstiegszahlen dokumentiert. Auffallend war außerdem, dass mit höheren Tagesmittelwerten der **Windgeschwindigkeit** und Zunahme der **Differenz des Luftdrucks** zum Vortag die mittleren Individuenzahlen beständig abnahmen. BORN (1995) zeigte signifikante Korrelationen der **Wassertemperatur**, der **Differenz der Wassertemperatur** zum Vortag, des **Abflusses** sowie der Sichttiefe (entsprechend dem **Schwebstoffgehalt**) mit den Aufstiegszahlen der Laube durch eine FWH am Main.

Zusammenfassend wurden die höchsten Individuenzahlen von Lauben in den Zählbecken bei abnehmenden Tageslängen zwischen 14:59 und 12:00 Stunden (ungefähr 01. August bis 25. September) und Wassertemperaturen von 14,0 bis 20,9 °C dokumentiert. Zudem wurden bei konstanten und niedrigen Schwebstoffgehalten, niedrigen Tagesmittelwerten der Windgeschwindigkeit, mittlerer Globalstrahlung, stark fallender Wassertemperatur, Neumond und abnehmendem Mond sowie nicht stark sinkenden oder steigenden und mittleren bis hohen Luftdrücken höhere Individuenzahlen in den Zählbecken aufgezeigt.

6.3.13 Nase

Nasen mit einer Gesamtlänge zwischen 20 und 47 cm wurden in den Zählbecken nur mit wenigen Einzelindividuen dokumentiert. Allerdings wurden Nasen dieser Längenklasse auch bei den Elektrobefischungen der UWs kaum nachgewiesen. Es ist nicht auszuschließen, dass kleine Individuen auch von oberstrom her in die Zählbecken eingeschwommen sind. Entgegen anderer untersuchter *Cypriniformes* wurde der größte Anteil der in den Zählbecken nachgewiesenen Nasen von adulten Individuen gebildet. In einer Reusenuntersuchung von drei FWHs in Österreich wurden in einer FWH größtenteils adulte Nasen nachgewiesen, in einer anderen größtenteils juvenile und in einer weiteren FWH eine ähnliche Verteilung wie in der vorliegenden Untersuchung mit zahlreichen juvenilen und adulten Nasen, aber nur wenigen Individuen zwischen 24 und 36 cm Gesamtlänge (KIRCHGÄßNER, 2019). Auch bei den Befischungen der Unterwasserstrecken der FWHs waren dabei, ähnlich wie in der vorliegenden Untersuchung, die mittleren Längenklassen der Nase, mit Gesamtlängen zwischen 25 und 35 cm, häufig nur mit sehr wenigen oder gar keinen Individuen vertreten (KIRCHGÄßNER, 2019). Es wird davon ausgegangen, dass im Untersuchungsgebiet die Aufstiegszahlen der Nase durch die FWHs durch den Nasenbestand des Hauptflusses limitiert werden.

Adulte Nasen wurden bis auf wenige Einzelindividuen ausschließlich bei **Wassertemperaturen** zwischen 8,0 und 11,9 °C in den Zählbecken nachgewiesen, mit einem deutlichen Maximum der mittleren Individuenzahl bei Wassertemperaturen von 9,0 bis 9,9 °C. Dies entspricht dem in vorhandener Literatur beschriebenen Temperaturintervall für die Laichwanderung der Nase (OVIDIO & PHILIPPART, 2008; RAKOWITZ et al., 2008; MELCHER & SCHMUTZ, 2010). PRIGNON et al. (1998) dokumentierten die Wanderung von Nasen durch eine FWH bei Wassertemperaturen von 10 bis 15 °C und damit bei etwas höheren Wassertemperaturen als in der vorliegenden Untersuchung. **Juvenile Nasen** wurden bei einem deutlich weiteren Spektrum der Wassertemperatur in den Zählbecken registriert, zeigten jedoch, wie auch schon bei anderen juvenilen *Cypriniformes* beobachtet, Spitzen der mittleren Individuenzahl bei Wassertemperaturen über 20,0 °C.

In Abhängigkeit von der **Tageslänge** wurden **adulte Nasen** bis auf wenige Einzelindividuen ausschließlich bei zunehmenden Tageslängen zwischen 12:30 und 15:29 Stunden in den Zählbecken nachgewiesen, dies entspricht ungefähr dem

Zeitraum vom 26. März bis 24. Mai. Die höchsten mittleren Individuenzahlen wurden bei zunehmenden Tageslängen zwischen 12:30 und 13:59 Stunden dokumentiert, welche einem ungefähren Zeitraum vom 26. März bis 22. April entsprechen, mit einem deutlichen Maximum bei zunehmenden Tageslängen zwischen 13:00 und 13:29 Stunden, dies entspricht ungefähr dem Zeitraum vom 04. bis 12. April. Diese Zeiträume sind den Zeiträumen mit den höchsten Aufstiegszahlen von unterschiedlichen europäischen Nasenarten durch FWHs aus anderen Untersuchungen sehr ähnlich. PRIGNON et al. (1998) zeigten zahlreiche Aufstiege durch eine FWH ab Mitte März. In einer FWH in Portugal wurden die höchsten Aufstiegszahlen der nahe verwandten Iberischen Nase (*Pseudochondrostoma polylepis*) im März und April registriert (SANTOS et al., 2005). Bei einer Auswertung von Reusenkontrollen in österreichischen FWHs wurden die höchsten Aufstiegszahlen der Nase in Gewässern des mittleren Epipotamals im April aufgezeigt (ZITEK et al., 2007). Auch diese Zeiträume entsprechen den Zeiträumen der Laichmigrationen und des Abblaus der Nase (OVIDIO & PHILIPPART, 2008; RAKOWITZ et al., 2008; MELCHER & SCHMUTZ, 2010). Wie schon bei der Wassertemperatur sind die Aufstiegszahlen **juveniler Nasen** weniger eng an bestimmte Tageslängen gekoppelt als die von adulten Nasen. Die höchsten mittleren Individuenzahlen von juvenilen Nasen wurden bei abnehmenden Tageslängen zwischen 14:59 und 14:30 Stunden dokumentiert, dies entspricht ungefähr dem Zeitraum vom 01. bis 11. August. Dies wird derart von PRCHALOVÁ et al. (2006 a) für andere *Cypriniformes* beschrieben und als Migration, die der Suche von Nahrungshabitaten dient, interpretiert.

Im **GLM** zeigen der **Abfluss**, die **Änderung des Luftdrucks** und die **Wassertemperatur** einen signifikanten Einfluss auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen von **juvenilen Nasen**. Auffallend ist, dass bei stark **fallendem Luftdruck** keine juvenilen Nasen in den Zählbecken dokumentiert wurden, auch wenn dies nur ein Zufall aufgrund der vergleichsweise niedrigen Individuenzahl ($n = 55$) sein kann. Es sind keine Veröffentlichungen bekannt, die Aufstiegsbewegungen von juvenilen Nasen in Abhängigkeit von den signifikanten Umweltfaktoren untersuchen.

Auf **adulte Nasen** zeigen im **GLM** der **Abfluss**, die **Änderung des Abflusses**, der **Schwebstoffgehalt**, die **Tageslänge**, die **Globalstrahlung** und die **Änderung der Wassertemperatur** einen signifikanten Einfluss. RAKOWITZ et al. (2008) zeigten neben der **Wassertemperatur** ebenfalls wie in der vorliegenden Arbeit einen signifikanten

Einfluss des **Abflusses** und des **Schwebstoffgehalts** auf die Aufstiegszahlen adulter Nasen in ein Nebengewässer der Donau im Zuge der Laichwanderung. Dabei wurde im Gegensatz zur vorliegenden Arbeit jedoch ein positiver Zusammenhang zwischen der Trübung und den Aufstiegszahlen aufgezeigt. In der vorliegenden Untersuchung wurden sämtliche adulte Nasen bei einem sehr niedrigen bis niedrigen Schwebstoffgehalt in den Zählbecken dokumentiert. Wie in der vorliegenden Arbeit wurde auf das Wanderverhalten der nahe verwandten Iberischen Nase ebenso kein signifikanter Einfluss der **Mondphase** nachgewiesen (RODRIGUEZ-RUIZ & GRANADO-LORENCIO, 1992). Anders als in der vorliegenden Arbeit zeigten SANTOS et al. (2002) einen signifikanten Einfluss der **Wassertemperatur** auf die Aufstiegszahlen der Iberischen Nase in einen Fischlift und keinen signifikanten Einfluss des **Abflusses**. Auch in einer Untersuchung einer naturnahen Fischwanderhilfe dokumentierten SANTOS et al. (2005) einen signifikanten Einfluss der **Wassertemperatur** auf die Aufstiegszahlen der Iberischen Nase

Zusammenfassend wurden adulte Nasen bis auf wenige Einzelindividuen ausschließlich im Frühjahr während der Laichwanderung in den Zählbecken dokumentiert. Diese begann ab Mitte März bei Wassertemperaturen ab 8,0 °C und erreichte ihren Höhepunkt Anfang bis Mitte April bei Wassertemperaturen von 9,0 bis 9,9 °C, einzelne Nachzügler wurden noch bis in den Mai hinein registriert. Sämtliche adulten Nasen wurden bei sehr niedrigen bis niedrigen Schwebstoffgehalten sowie größtenteils bei moderat steigenden und mittleren Abflüssen in den Zählbecken nachgewiesen. Juvenile Nasen wurden mit den höchsten Individuenzahlen im Hochsommer bei hohen bis sehr hohen Wassertemperaturen in den Zählbecken dokumentiert. Die wahrscheinlichste Interpretation dieser Wanderbewegung ist die Suche nach Nahrungshabitaten. Außerdem wurden höhere Aufstiegszahlen juveniler Nasen bei sehr niedrigen und sehr hohen Abflüssen und steigendem Luftdruck aufgezeigt.

6.3.14 Rotaugen

Es wurden Rotaugen in allen Alters- bzw. Längensklassen mit Gesamtlängen bis 35 cm in den Zählbecken nachgewiesen. Dabei wurden auch kleine Individuen ab einer Gesamtlänge von 2 cm dokumentiert, wobei nicht auszuschließen ist, dass diese auch von oberstrom her in die Zählbecken gelangen konnten. Die kleinsten bei Reusenkontrollen von drei FWHs in Baden-Württemberg nachgewiesenen Rotaugen hatten eine Gesamtlänge von 6 cm (JANSEN et al., 1999). Bei Reusenkontrollen einer FWH am Main wurden größtenteils Rotaugen mit Gesamtlängen zwischen 10 und 30 cm dokumentiert (BORN, 1995).

Adulte Rotaugen wurden bei **Wassertemperaturen** von 6,0 bis 19,9 °C sowie 21,0 bis 21,9 °C zahlreicher in den Zählbecken nachgewiesen, mit der höchsten mittleren Individuenzahl bei Wassertemperaturen zwischen 10,0 und 10,9 °C. In einer FWH in Belgien wurden Aufstiegsbewegungen von Rotaugen am zahlreichsten bei Wassertemperaturen zwischen 10 und 15 °C dokumentiert (PRIGNON et al., 1998), in einer FWH in Polen wurden Rotaugen ab einer Wassertemperatur von 8 °C nachgewiesen (KOTUSZ et al., 2006). EBEL et al. (2006) beschreiben als charakteristisches Temperaturintervall für die Laichwanderphase des Rotauges Wassertemperaturen von 9 bis 17 °C. Daher ist es möglich, dass die Spitze der mittleren Individuenzahl bei einer Wassertemperatur von 10,0 bis 10,9 °C in einem Zusammenhang mit der Laichwanderung des Rotauges steht. Auch PRCHALOVÁ et al. (2011) dokumentierten die höchsten Individuenzahlen von Rotaugen in einer FWH der Elbe bei Wassertemperaturen von 11 bis 13 °C und setzten diese in einen Zusammenhang mit der Laichwanderung. **Juvenile Rotaugen** wurden bei Wassertemperaturen zwischen 15,0 und 18,9 °C am zahlreichsten in den Zählbecken nachgewiesen. Im Gegensatz zu einem Großteil der anderen betrachteten juvenilen *Cypriniformes*, wurden juvenile Rotaugen damit nicht bei hohen Wassertemperaturen über 20,0 °C in den höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen.

In Abhängigkeit von der **Tageslänge** wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen von **adulten Rotaugen** bei zunehmenden Tageslängen von 14:00 bis 14:29 Stunden registriert. Dies entspricht ungefähr dem Zeitraum vom 22. April bis 01. Mai. Die Individuenzahlen von Rotaugen in einer FWH in Polen erreichten ihre Spitze Mitte April (KOTUSZ et al., 2006). PANDER et al. (2013) zeigten einen erhöhten Aufstieg von

Rotaugen durch drei FWHs an der Günz zwischen Ende April und Anfang Mai, PRIGNON et al. (1998) durch eine FWH in Belgien ab Mitte März. In einer Auswertung von Reusenuntersuchungen in österreichischen FWHs wurden die höchsten Aufstiegszahlen von Rotaugen in Gewässern des mittleren Epipotamals von April bis Juni aufgezeigt und in Gewässern des großen Hyporhithrals im Mai (ZITEK et al., 2007). In einer Metastudie zu Untersuchungen von Aufstiegsbewegungen durch FWHs westeuropäischer Gewässer wurden die höchsten Aufstiegszahlen im April und Anfang Mai festgestellt sowie eine zweite Spitze im Juli (LUCAS & BARAS, 2001). PRCHALOVÁ et al. (2006 b) und PRCHALOVÁ et al. (2011) dokumentierten die höchsten Aufstiegszahlen von Rotaugen durch eine FWH im April und Mai. Somit sind alle in den beschriebenen Untersuchungen genannten Zeiträume mit hohen Aufstiegszahlen von Rotaugen denen der vorliegenden Arbeit ähnlich. Da die Laichzeit des Rotauges im April und Mai liegt (vgl. Kap. 3.4.12), werden die beschriebenen Spitzen der Aufstiegsbewegungen als Laichwanderung interpretiert. Allerdings wurden in der vorliegenden Arbeit noch zwei weitere Spitzen der mittleren Individuenzahl dokumentiert, bei abnehmenden Tageslängen von 14:29 bis 14:00 Stunden sowie von 11:29 bis 11:00 Stunden. Dies entspricht ungefähr den Zeiträumen vom 11. bis 21. August und vom 04. bis 13. Oktober. Auch in anderen Arbeiten werden weitere Spitzen der Aufstiegszahlen des Rotauges durch FWHs außerhalb der Laichzeit dokumentiert. KOTUSZ et al. (2006) beschreiben hohe Individuenzahlen in einer FWH Mitte September und Mitte Oktober. ZITEK et al. (2007) dokumentierten eine weitere Spitze der Aufstiegszahlen des Rotauges durch österreichische FWHs sowohl in Gewässern des mittleren Epipotamals als auch des großen Hyporhithrals im September, ebenso PRCHALOVÁ et al. (2011) in einer FWH der Elbe und LUCAS & BARAS (2001) in einer Metastudie. Allerdings findet sich in keiner der betrachteten Untersuchungen eine Interpretation der Motivation dieser Wanderbewegungen. Diese kann auch im Rahmen der Datenlage der vorliegenden Arbeit nicht getätigt und damit auch kein Wandertyp (vgl. Kap. 2.2.1; ZITEK et al., 2007) zugeordnet werden. **Juvenile Rotaugen** wurden bei einer abnehmenden Tageslänge von 14:59 bis 14:30 Stunden in den höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken registriert, welche ungefähr dem Zeitraum vom 01. bis 11. August entspricht. Wie bereits mehrmals in der Diskussion genannt, wird die Wanderung von juvenilen *Cypriniformes*, unter anderem des Rotauges, im Hochsommer und frühen Herbst von PRCHALOVÁ et al. (2006 a) beschrieben und als Migration zur Suche von Nahrungshabitaten interpretiert.

Im **GLM** zeigen der **Abfluss**, die **Globalstrahlung**, die **Änderung des Luftdrucks** und die **Wassertemperatur** einen signifikanten Einfluss auf die Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen **juvenilen Rotaugen**. Während PRCHALOVÁ et al. (2011) mit höheren **Abflüssen** niedrigere Aufstiegszahlen von juvenilen Rotaugen dokumentierten, wurden in der vorliegenden Arbeit höhere Aufstiegszahlen bei mittleren Abflüssen aufgezeigt.

Auf die Individuenzahlen von **adulten Rotaugen** in den Zählbecken zeigen im **GLM** der **Abfluss**, die **Änderung des Abflusses**, der **Schwebstoffgehalt**, die **Tageslänge**, die **Windgeschwindigkeit**, die **Globalstrahlung**, der **Luftdruck**, die **Änderung des Luftdrucks** und die **Änderung der Wassertemperatur** einen signifikanten Einfluss. LUCAS (2000) zeigte einen signifikanten Einfluss der **Tageslänge** auf Aufstiegsbewegungen von Fischen, wovon ein Großteil Rotaugen und Döbel waren, durch eine FWH und keinen signifikanten Einfluss der **Wassertemperatur**, im Gegensatz zu der vorliegenden Arbeit jedoch auch ebenso keinen signifikanten Einfluss des **Abflusses**. Dabei wurde jedoch nicht zwischen juvenilen und adulten Individuen unterschieden. Allerdings zeigten sich trotz der fehlenden Signifikanz bei hohen **Abflüssen** und **sinkenden Wassertemperaturen** hohe Aufstiegszahlen. Ebenso wiesen PRCHALOVÁ et al. (2011) höhere Aufstiegszahlen von adulten Rotaugen durch eine FWH bei hohen **Abflüssen** nach. Auch in der vorliegenden Arbeit wurden hohe Aufstiegszahlen von adulten Rotaugen bei **fallenden Wassertemperaturen** und hohen **Abflüssen** dokumentiert und vermutlich damit zusammenhängend auch bei mittleren bis hohen **Schwebstoffgehalten**. Im Gegensatz zur vorliegenden Arbeit und zu LUCAS (2000) dokumentierten VØLLESTAD & L'ABÉE-LUND (1987) stromaufwärtsgerichtete Wanderbewegungen des Rotauges bei niedrigen **Abflüssen**, SLAVÍK et al. (2009) bei mittleren. Auffallend ist, dass an Tagen mit hohen Tagesmittelwerten der **Windgeschwindigkeit** keine adulten Rotaugen in den Zählbecken dokumentiert wurden.

Zusammenfassend wurde die Hauptwanderbewegung von adulten Rotaugen durch die FWHs der vorliegenden Arbeit von Mitte April bis Anfang Mai bei Wassertemperaturen von 10,0 bis 10,9 °C aufgezeigt, wobei von einem Zusammenhang mit dem Ablaichen ausgegangen wird. Weitere Spitzen der Individuenzahlen in den Zählbecken wurden im August und Oktober dokumentiert und können keinem Wandertyp zugeordnet werden. Zudem wurden höhere

Aufstiegszahlen von adulten Rotaugen bei hohen sowie stark fallenden oder steigenden Abflüssen, mittleren bis hohen Schwebstoffgehalten, mittlerer bis hoher Globalstrahlung, mittleren Tagesmittelwerten der Windgeschwindigkeit sowie stark fallenden oder steigenden Wassertemperaturen aufgezeigt. Juvenile Rotaugen wurden mit den höchsten Individuenzahlen zwischen dem 01. August und 11. August in den Zählbecken dokumentiert, dabei jedoch bei niedrigeren Wassertemperaturen (15,0 bis 18,9 °C) als juvenile Stadien von anderen untersuchten *Cypriniformes*. Wie schon bei anderen betrachteten Arten wird dies als Migration zur Suche von Nahrungsgründen interpretiert. Zudem wurden höhere Aufstiegszahlen von juvenilen Rotaugen bei hoher Globalstrahlung und konstantem Luftdruck in den Zählbecken dokumentiert.

6.3.15 Schleie

In den Zählbecken wurden größtenteils juvenile Schleien mit Gesamtlängen zwischen 13 und 21 cm registriert. Jedoch wurden auch Schleien mit Gesamtlängen ab 4 cm und bis 56 cm in den Zählbecken nachgewiesen und somit Schleien aller Größen- und Altersklassen. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass kleine Individuen auch von oberstrom her in die Zählbecken eingeschwommen sind. Bei einer Reusenuntersuchung einer FWH am Main wurden Schleien mit Gesamtlängen von 18 bis 37 cm dokumentiert, die meisten Individuen hatten Gesamtlängen von 23 bis 31 cm (BORN, 1995). CALLES & GREENBERG (2007) wiesen den Aufstieg von sieben mit PIT-Tags markierten Schleien mit Gesamtlängen zwischen 27 und 41 cm durch zwei FWHs in Schweden nach.

Adulte Schleien wurden bei **Wassertemperaturen** zwischen 14,0 und 21,9 °C in vergleichsweise hohen mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen. EBEL et al. (2006) geben als charakteristisches Temperaturintervall für die Laichwander- und Laichphase der Schleie Wassertemperaturen von 16 bis 26 °C an, die sich somit mit den oben beschriebenen Temperaturen teilweise überschneiden. Daher kann ein Zusammenhang der Wassertemperaturspanne mit hohen Aufstiegszahlen adulter Schleien und deren Laichaktivität möglich sein. Vergleichsweise hohe mittlere Individuenzahlen von **juvenilen Schleien** wurden bei

Wassertemperaturen zwischen 15,0 und 19,9 °C sowie über 21,0 °C in den Zählbecken registriert. Hierzu sind keine vergleichbaren Literaturangaben bekannt.

In Abhängigkeit von der **Tageslänge** wurden sowohl **adulte** als auch **juvenile Schleien** vor allem bei zunehmenden Tageslängen von 15:00 Stunden bis abnehmenden von 12:00 Stunden in den Zählbecken dokumentiert. Dies entspricht ungefähr dem Zeitraum vom 11. Mai bis 25. September. In einer Übersicht über Reusenuntersuchungen in FWHs österreichischer Fließgewässer wurden in Gewässern des großen Hyporhithrals und des mittleren Epipotamals kaum Schleien nachgewiesen, in Gewässern des großen Epipotamals wurden die zahlreichsten Schleien in Juni dokumentiert (ZITEK et al., 2007).

Im **GLM** haben der **Abfluss**, der **Schwebstoffgehalt**, der **Luftdruck**, die **Änderung des Luftdrucks**, die **Wassertemperatur** und die **Änderung der Wassertemperatur** einen signifikanten Einfluss auf die Individuenzahlen **juvener Schleien** in den Zählbecken. Auffallend sind dabei die hohen Aufstiegszahlen bei sehr hohen **Abflüssen** der Iller und hohen **Schwebstoffgehalten**. Ein Grund hierfür kann eine Ausweichbewegung vor zu hohen Abflüssen der Iller in Seitengewässer und Nebenarme sein (vgl. ZITEK et al., 2007).

Auf die Individuenzahlen von **adulten Schleien** in den Zählbecken haben im **GLM** der **Abfluss**, die **Globalstrahlung** und die **Wassertemperatur** einen signifikanten Einfluss. Dabei wurden Aufstiege von adulten Schleien vor allem an Tagen mit hoher **Globalstrahlung** dokumentiert. BORN (1995) zeigte analog zur vorliegenden Arbeit eine positive Korrelation der Aufstiegszahlen der Schleie durch eine FWH am Main mit der **Wassertemperatur**, im Gegensatz zur vorliegenden Arbeit jedoch auch eine negative Korrelation mit der Sichttiefe (entsprechend dem **Schwebstoffgehalt**). Die Wanderung von Schleien durch Fischwanderhilfen ist jedoch generell nur wenig untersucht (vgl. CALLES & GREENBERG, 2007).

Zusammenfassend wurden Aufstiege von juvenilen und adulten Schleien durch die FWHs des Untersuchungsgebiets größtenteils im Sommer zwischen Mai und September nachgewiesen und zeigten dabei einen geringen Zusammenhang mit der Wassertemperatur, solange diese bei adulten Individuen zwischen 14,0 und 21,9 °C und bei juvenilen über 15,0 °C lag. Aufstiege von adulten Schleien wurden außerdem zahlreicher bei hoher Globalstrahlung sowie Abflüssen über MQ dokumentiert. Höhere Aufstiegszahlen von juvenilen Schleien wurden bei niedrigen und sehr hohen

Abflüssen sowie hohen Schwebstoffgehalten, konstantem und mittlerem oder hohem Luftdruck sowie stark fallender Wassertemperatur aufgezeigt.

6.3.16 Schneider

Es wurden Schneider mit Gesamtlängen von 3 bis 16 cm in den Zählbecken dokumentiert und somit alle Größen- bzw. Altersklassen. Allerdings ist dabei auch nicht auszuschließen, dass kleine Individuen von oberstrom her in die Zählbecken gedriftet sind.

Es wurden zwei Spitzen der mittleren Individuenzahlen des Schneiders in den Zählbecken bei **Wassertemperaturen** von 19,0 bis 19,9 °C und über 23,0 °C aufgezeigt. Andere Untersuchungen, die die Aufstiegszahlen des Schneiders durch FWHs in Abhängigkeit von der Wassertemperatur betrachten, sind nicht bekannt. Da als Wassertemperatur für die Fortpflanzung des Schneiders 12 bis 24 °C angegeben wird (vgl. Kap. 3.4.14; KÜTTEL et al., 2002), ist ein Zusammenhang der Spitzen mit einer möglichen Laichwanderung nicht auszuschließen.

In Abhängigkeit von der **Tageslänge** wurden die höchsten Aufstiegszahlen bei abnehmenden Tageslängen von 16:02 bis 12:00 Stunden dokumentiert. Dies entspricht ungefähr dem Zeitraum vom 21. Juni bis 25. September. Die höchsten Individuenzahlen des Schneiders in einer FWH in Belgien wurden Ende Juni und Anfang Juli registriert, in einer weiteren belgischen FWH im August und September (BENITEZ et al., 2015). In einer Auswertung von Untersuchungen zu Aufstiegsbewegungen durch österreichische FWHs wurden die höchsten Aufstiegszahlen des Schneiders in Gewässern des mittleren Epipotamals im Mai und September aufgezeigt (ZITEK et al., 2007).

Im **GLM** zeigen die **Änderung des Abflusses**, der **Schwebstoffgehalt**, die **Änderung des Schwebstoffgehalts**, die **Tageslänge**, die **Wassertemperatur**, die **Änderung der Wassertemperatur** und **Erderschütterungen** einen signifikanten Einfluss auf die in den Zählbecken dokumentierten Individuenzahlen von Schneidern. Dabei zeigen jedoch die mittleren Individuenzahlen in Abhängigkeit von der **Änderung des Schwebstoffgehalts**, dem **Schwebstoffgehalt** und der **Änderung der Wassertemperatur** eine unregelmäßige Verteilung und lassen keine eindeutigen

Muster erkennen. Ebenso werden die geringeren mittleren Individuenzahlen an Tagen mit **Erderschütterungen** mit Magnituden M_I über 0,1 eher als Zufall betrachtet. Der **Abfluss** zeigte im GLM der vorliegenden Arbeit keinen signifikanten Einfluss auf die Aufstiege des Schneiders. BENITEZ et al. (2015) zeigten Aufstiege von Schneidern durch zwei FWHs vor allem bei sehr niedrigen bis mittleren Abflüssen. Zu Auswirkungen der signifikanten Umweltfaktoren des GLMs auf Aufstiegsbewegungen des Schneiders ist keine vergleichbare Literatur bekannt.

Zusammenfassend wurden die höchsten Aufstiegszahlen des Schneiders durch die untersuchten FWHs im Sommer und frühen Herbst vom 21. Juni bis 25. September registriert, mit zwei Spitzen bei Wassertemperaturen von 19,0 bis 19,9 °C und über 23,0 °C. Zudem wurden höhere Aufstiegszahlen bei moderat steigendem oder fallendem Abfluss, niedrigen und mittleren Tagesmittelwerten der Windgeschwindigkeit, stark sinkender sowie moderat steigender Wassertemperatur und konstanter bis leicht fallender oder steigender Totalintensität des Erdmagnetfelds aufgezeigt.

6.3.17 Flussbarsch

Besonders auffallend ist der mit 13 % sehr hohe Anteil von Flussbarschen am Gesamtfang in den Zählbecken.

Es wurden Flussbarsche mit Gesamtlängen von 3 bis 28 cm in relativ konstanten Anteilen in den Zählbecken nachgewiesen. Daneben wurden auch Flussbarsche mit 2 cm und von 29 bis 45 cm Gesamtlänge registriert und somit alle Größen- und Altersklassen. Dabei ist allerdings nicht auszuschließen, dass kleine Individuen auch von oberstrom her in die Zählbecken eingeschwommen sind. In vier FWHs am Main wurden mittels Reusenfängen größtenteils Flussbarsche mit Gesamtlängen von 13 bis 19 cm dokumentiert und keine Individuen unter 7 und über 29 cm Gesamtlänge (ADAM et al., 2006). In einer anderen FWH am Main wurden während einer Reusenkontrolle größtenteils Flussbarsche zwischen 15 und 17 cm Gesamtlänge nachgewiesen und Individuen über 22 und unter 10 cm Gesamtlänge nur selten verzeichnet (BORN, 1995).

Die mittleren Individuenzahlen von **adulten Flussbarschen** in den Zählbecken zeigen zwei Spitzen, bei **Wassertemperaturen** von 15,0 bis 17,9 °C und über 23,0 °C. Es

sind keine Literaturquellen bekannt, in denen Aufstiegsbewegungen von Flussbarschen durch FWHs in Abhängigkeit von der Wassertemperatur untersucht wurden. In einem See wurden erhöhte Schwimmdistanzen von adulten Flussbarschen mit höherer Wassertemperatur dokumentiert (NAKAYAMA et al., 2018). EBEL et al. (2006) geben als charakteristisches Wassertemperaturintervall für die Laichwander- und Laichphase des Flussbarschs 9 bis 14 °C an. Damit kann ein Zusammenhang der Spitzen der Aufstiegszahlen adulter Flussbarsche mit deren Laichaktivität weitgehend ausgeschlossen werden. Die höchsten Individuenzahlen von **juvenilen Flussbarschen** wurden bei Wassertemperaturen über 20,0 °C in den Zählbecken registriert. Hier sind ebenfalls keine vergleichbaren Studien bekannt.

In Abhängigkeit von der **Tageslänge** wurde die höchste mittlere Individuenzahl von **adulten Flussbarschen** in den Zählbecken bei abnehmenden Tageslängen zwischen 12:59 und 12:30 Stunden dokumentiert. Dies entspricht ungefähr dem Zeitraum zwischen dem 08. und 16. September. In einer Metastudie zu Untersuchungen von Aufstiegsbewegungen durch FWHs westeuropäischer Gewässer wurden die höchsten Aufstiegszahlen des Flussbarschs Ende April und Anfang Mai registriert, zwei weitere Spitzen zudem Anfang Juli und Anfang Oktober (LUCAS & BARAS, 2001). ZITEK et al. (2007) dokumentierten in einer Auswertung von Reusenuntersuchungen von FWHs in österreichischen Gewässern die höchsten Aufstiegszahlen des Flussbarschs in Gewässern des mittleren Epipotamals im Mai. Somit lassen die Zeiträume mit hohen Aufstiegsbewegungen von Flussbarschen in den beschriebenen Untersuchungen auf einen Zusammenhang mit dem Ablachen von Flussbarschen im Frühjahr schließen (vgl. Kap. 3.4.15) und eine Interpretation als Laichwanderung zu. Ein Zusammenhang der hohen Aufstiegszahlen in der vorliegenden Arbeit im September mit der Laichaktivität des Flussbarschs kann dagegen ausgeschlossen werden. Auch KOTUSZ et al. (2006) wiesen die höchsten Individuenzahlen von Flussbarschen in einer FWH außerhalb deren Laichzeit im Juli nach. Ebenso beschreibt LUCAS (2000) Wanderbewegungen von Flussbarschen, die unabhängig von deren Laichzeit stattfinden. Massenaufstiege von Flussbarschen im September, wie sie in der vorliegenden Arbeit dokumentiert wurden und welche teilweise über mehrere FWHs hinweg stattfanden (vgl. Kap. 5.2.2 und 6.2.2), sind dabei jedoch nicht aus bestehender Literatur bekannt. Eine mögliche Motivation dieser massenhaften Aufstiegsbewegung kann aus den vorliegenden Daten nicht interpretiert werden (vgl. Kap. 2.2.1). **Juvenile Flussbarsche** wurden in den höchsten mittleren

Individuenzahlen bei abnehmenden Tageslängen von 15:29 bis 14:30 Stunden in den Zählbecken nachgewiesen. Dies entspricht ungefähr dem Zeitraum vom 19. Juli bis 11. August. Damit ist der Zeitraum mit den höchsten mittleren Individuenzahlen von juvenilen Flussbarschen dem von einem Großteil der betrachteten juvenilen *Cypriniformes* ähnlich.

Auf die Individuenzahlen **juvener Flussbarsche** haben im **GLM** der **Abfluss**, die **Änderung des Abflusses**, die **Tageslänge**, der **Tag des Mondzyklus**, die **Wassertemperatur**, die **Änderung der Wassertemperatur** und **Erderschütterungen** einen signifikanten Einfluss. Trotz der Signifikanz unterscheiden sich die mittleren Individuenzahlen juveniler und adulter Flussbarsche der verschiedenen Klassen von **Erderschütterungen** nur gering und zeigen eine unregelmäßige Verteilung, die kein eindeutiges Muster erkennen lässt. Deshalb werden Erderschütterungen ein vernachlässigbarer Einfluss auf die Aufstiegszahlen juveniler und adulter Flussbarsche zugeschrieben. Auffallend sind die höheren Aufstiegszahlen bei **Neumond**.

Im **GLM** haben der **Abfluss**, die **Änderung des Abflusses**, der **Schwebstoffgehalt**, die **Tageslänge**, der **Tag des Mondzyklus**, die **Windgeschwindigkeit**, die **Globalstrahlung**, der **Luftdruck**, die **Änderung des Luftdrucks**, die **Wassertemperatur**, die **Änderung der Wassertemperatur** sowie **Erderschütterungen** einen signifikanten Einfluss auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen von **adulten Flussbarschen**. Ebenso wie für die oben beschriebenen **Erderschütterungen** wird aufgrund der geringen Unterschiede und unregelmäßigen Verteilung der mittleren Individuenzahlen trotz der Signifikanz der Einfluss der **Änderung des Abflusses** und des **Schwebstoffgehalts** auf die Aufstiegszahlen von adulten Flussbarschen als vernachlässigbar angesehen. BORN (1995) zeigte jedoch eine signifikant positive Korrelation der Sichttiefe (entsprechend dem Schwebstoffgehalt) mit den Aufstiegszahlen von Flussbarschen durch eine FWH. Auch bei adulten Flussbarschen wurden höhere Aufstiegszahlen bei **Neumond** sowie bei zunehmendem Mond dokumentiert. Eine Beeinflussung von Flussbarschen durch Licht bei Nacht wurde bereits dokumentiert (BRÜNING et al., 2015). NAKAYAMA et al. (2018) zeigten eine erhöhte Schwimmdistanz von adulten Flussbarschen analog zur vorliegenden Arbeit bei niedrigen **Windgeschwindigkeiten** und **Neumond** sowie im Gegensatz zur vorliegenden Arbeit bei hoher **Globalstrahlung** und niedrigem **Luftdruck**.

Zusammenfassend wurden die höchsten Aufstiegszahlen von adulten Flussbarschen durch die untersuchten FWHs Mitte September bei Wassertemperaturen von 15,0 bis 17,9 °C dokumentiert und sind dabei von unbekannter Motivation. Zudem wurden höhere Aufstiegszahlen von adulten Flussbarschen bei niedrigen Abflüssen und Tagesmittelwerten der Windgeschwindigkeit, Neumond und zunehmendem Mond, moderat sinkenden und steigenden Schwebstoffgehalten, mittlerer Globalstrahlung sowie konstantem und mittlerem bis hohem Luftdruck aufgezeigt. Juvenile Flussbarsche wurden ähnlich wie ein Großteil der betrachteten juvenilen *Cypriniformes* mit den höchsten mittleren Individuenzahlen von Mitte Juli bis Mitte August bei Wassertemperaturen über 20,0 °C in den Zählbecken nachgewiesen. Höhere Aufstiegszahlen von juvenilen Flussbarschen wurden zudem bei sehr niedrigen Abflüssen, Neumond und stark sinkender Wassertemperatur dokumentiert.

6.3.18 Hecht

Es wurden bis auf kleine juvenile Individuen Hechte in allen Alters- und Längenklassen von 18 bis 110 cm Gesamtlänge in den Zählbecken registriert. Dabei wurde jedoch ein Großteil von Individuen mit Gesamtlängen zwischen 24 und 32 cm sowie zwischen 52 und 79 cm gebildet. BORN (1995) dokumentierte den Aufstieg von zwei Hechten durch eine FWH am Main mit Gesamtlängen von 38 und 47 cm. Es sind keine weiteren vergleichbaren Studien bekannt, die die Größenverteilung von durch FWHs aufsteigenden Hechten untersuchen.

Die höchsten mittleren Individuenzahlen von **adulten Hechten** wurden bei **Wassertemperaturen** zwischen 5,0 und 11,9 °C in den Zählbecken registriert und können klar als Laichwanderung interpretiert werden. EBEL et al. (2006) geben als charakteristisches Wassertemperaturintervall für die Laichwander- und Laichphase von Hechten 7 bis 10 °C an. Bei einer radiotelemetrischen Untersuchung begann die Laichwanderung von Hechten bei Wassertemperaturen zwischen 6,7 und 8,7 °C (OVIDIO & PHILIPPART, 2003). Die mittleren Individuenzahlen von **juvenilen Hechten** zeigen dagegen eine weniger konzentrierte Verteilung in Abhängigkeit von der Wassertemperatur, juvenile Hechte wurden auch bei höheren Wassertemperaturen bis 19,9 °C in den Zählbecken nachgewiesen.

In Abhängigkeit von der **Tageslänge** konzentrieren sich die höchsten mittleren Aufstiegszahlen von **adulten Hechten** stark um zunehmende Tageslängen von 12:30 bis 13:29 Stunden. Dies entspricht ungefähr dem Zeitraum vom 26. März bis 12. April und somit der charakteristischen Laichwander- und Laichphase des Hechtes (vgl. Kap. 3.4.16). Bei Radiotelemetrieuntersuchungen zeigten KOED et al. (2006) die Laichwanderung von Hechten von Mitte März bis Mitte Mai und OVIDIO & PHILIPPART (2003) den Beginn der Laichwanderung zwischen Februar und März. Auch andere Reusenuntersuchungen kommen zu ähnlichen Ergebnissen. Durch eine FWH in Österreich wanderten Hechte größtenteils von Februar bis April (ZITEK et al., 2012). Bei einer Auswertung von Reusenuntersuchungen in österreichischen FWHs wurden die höchsten Aufstiegszahlen von Hechten in Gewässern des mittleren Epipotamals im April dokumentiert (ZITEK et al., 2007). **Juvenile Hechte** wurden bei abnehmenden Tageslängen zwischen 13:29 und 09:30 Stunden in hohen mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen, welche ungefähr dem Zeitraum vom 30. August bis 10. November entsprechen. Es sind keine Veröffentlichungen bekannt, die die Wanderung von juvenilen Hechten durch FWHs im Zusammenhang mit der Wassertemperatur oder der Tageslänge betrachten.

Im **GLM** haben die **Änderung des Schwebstoffgehalts**, die **Wassertemperatur**, die **Globalstrahlung** und die **Tageslänge** einen signifikanten Einfluss auf die Individuenzahlen **juvener Hechte** in den Zählbecken.

Auf die Individuenzahlen von **adulten Hechten** haben im **GLM** der **Abfluss**, die **Änderung des Abflusses**, der **Schwebstoffgehalt**, die **Tageslänge**, die **Wassertemperatur** und die **Globalstrahlung** einen signifikanten Einfluss. Dabei zeigten trotz der Signifikanz die mittleren Individuenzahlen der verschiedenen Klassen der **Änderung des Abflusses** und des **Schwebstoffgehalts** eine unregelmäßige Verteilung und teilweise nur geringe Unterschiede, so dass deren Einfluss auf das Aufstiegsverhalten als vernachlässigbar angesehen wird, so lange die Werte keine Extrema erreichen. Es sind keine Studien bekannt, die die Einflüsse der signifikanten Umweltfaktoren auf Aufstiegsbewegungen von juvenilen und adulten Hechten untersuchen.

Zusammenfassend wurden die höchsten Aufstiegszahlen von adulten Hechten vom 26. März bis 12. April bei Wassertemperaturen zwischen 5,0 und 11,9 °C nachgewiesen und stehen in einem deutlichen Zusammenhang mit der Laichwander-

und Laichphase des Hechtes. Zudem wurden erhöhte Aufstiegszahlen von adulten Hechten bei leicht erhöhten Abflüssen über MQ und mittlerer Globalstrahlung dokumentiert. Aufstiege von juvenilen Hechten wurden dagegen bei einem weiten Temperaturspektrum größtenteils im Sommer und Herbst zwischen dem 30. August und 10. November bei stark sinkenden Schwebstoffgehalten registriert und konnten keinem Wandertyp (vgl. Kap. 2.2.1; ZITEK et al., 2007) zugeordnet werden. Bei hoher Globalstrahlung wurden deutlich abnehmende Aufstiegszahlen von juvenilen Hechten aufgezeigt.

6.3.19 Mühlkoppe

Es wurden mit Gesamtlängen von 2 bis 14 cm alle Größen- bzw. Altersklassen der Mühlkoppe in den Zählbecken dokumentiert. Allerdings ist auch hier nicht ausgeschlossen, dass kleine Individuen von oberstrom her in die Zählbecken eingeschwommen sind.

Die mittleren Individuenzahlen der Mühlkoppe in den Zählbecken zeigen in Abhängigkeit von der **Wassertemperatur** und **Tageslänge** eine unregelmäßige Verteilung. Da Mühlkoppfen niedrige Wassertemperaturen bevorzugen (KÜTTEL et al., 2002), können die Spitzen der mittleren Individuenzahl bei Wassertemperaturen von 19,0 bis 19,9 °C und über 22,0 °C als Ausweichwanderung aufgrund zu hoher Wassertemperaturen interpretiert werden (vgl. Kap. 2.2.1; ZITEK et al., 2007). In einer Auswertung von Reusenuntersuchungen in österreichischen FWHs sind in Gewässern des mittleren Epipotamals ebenfalls keine deutlichen Zusammenhänge zwischen dem Monat und der Anzahl von aufgestiegenen Mühlkoppfen erkennbar (ZITEK et al., 2007).

Im **GLM** zeigen der **Abfluss**, die **Änderung des Abflusses**, die **Änderung des Schwebstoffgehalts**, die **Globalstrahlung** und die **Wassertemperatur** einen signifikanten Einfluss auf die in den Zählbecken dokumentierten Individuenzahlen von Mühlkoppfen. Hohe mittlere Individuenzahlen wurden bei sehr hohen **Abflüssen** und **Schwebstoffgehalten** sowie stark **fallenden Abflüssen** und stark **fallenden oder steigenden Schwebstoffgehalten** dokumentiert. Es wird davon ausgegangen, dass auf die Individuenzahl von Mühlkoppfen in den Zählbecken der Abfluss und der Schwebstoffgehalt einen größeren Einfluss zeigen als die Wassertemperatur und Tageslänge.

Aufgrund der schwachen Schwimmleistung der Mühlkoppe, ist dennoch der alleinige Nachweis dieser in den Zählbecken und FWHs als Erfolg zu werten und ein wichtiges Indiz für die Funktionsfähigkeit der untersuchten FWHs (vgl. ZITEK et al., 2007).

6.3.20 Weitere Betrachtungen der Fischwanderbewegungen

Da verschiedene betrachtete Umweltfaktoren, wie z. B. die Wassertemperatur, Tageslänge und Globalstrahlung sowie der Abfluss und Schwebstoffgehalt miteinander korrelieren, kann nicht gesagt werden, welche der Umweltfaktoren konkret für hohe Aufstiegszahlen einer Art verantwortlich sind. Jedoch sind die Unterschiede und Spitzen der mittleren Individuenzahlen bei einem Großteil der untersuchten Arten bei der Wassertemperatur und Tageslänge stärker ausgeprägt als bei anderen Umweltfaktoren, weshalb diese als die Haupttreiber der Aufstiegsbewegungen angesehen werden. Dies wird durch die Ergebnisse der BEST-Analyse unterstrichen, in der die Wassertemperatur und Tageslänge den höchsten Einfluss auf das zeitliche Muster der Zusammensetzung und Anzahl der in den Zählbecken nachgewiesenen Fischarten und -altersklassen zeigen.

Es ist auffallend, dass juvenile Stadien zahlreicher Fischarten (Äsche, Bachforelle, Barbe, Döbel, Nase, Schleie, Flussbarsch) sowie Kleinfischarten (Bitterling, Gründling, Schneider) in den Sommermonaten bei hohen bis sehr hohen Wassertemperaturen am individuenreichsten in den Zählbecken nachgewiesen wurden. Während dies bei den *Salmonidae* der genannten Arten (Äsche, Bachforelle) sinnvoll als Ausweichwanderung (Kap. 2.2.1; vgl. ZITEK et al., 2007) vor zu hohen Wassertemperaturen (vgl. KÜTTEL et al., 2002) interpretierbar ist, gestaltet sich die Interpretation bei den juvenilen *Cypriniformes* (Barbe, Döbel, Nase, Schleie) und *Percidae* (Flussbarsch) sowie den Kleinfischarten (Bitterling, Gründling, Schneider) komplexer. Aufgrund der hohen kritischen Maximaltemperaturen der genannten Arten (KÜTTEL et al., 2002), ist hier eine Interpretation als Ausweichwanderung (Kap. 2.2.1; vgl. ZITEK et al., 2007) nicht schlüssig. Es gibt allerdings nur wenige Studien, die ausgeprägte Aufstiegsbewegungen von juvenilen Stadien potamodromer Fischarten untersuchen oder beschreiben (PRCHALOVÁ et al., 2006 a). Von JANSEN et al. (1999) wird lediglich ausgeführt, dass nur wenig über das Wander- und Aufstiegsverhalten juveniler Flussfischarten bekannt ist. Auch LUCAS & BARAS (2001) nennen in einer

Literaturübersicht nahezu nur Abwander- und Abdriftbewegungen von juvenilen Stadien potamodromer Fischarten. Von PRCHALOVÁ et al. (2006 a) wurden stromaufwärtsgerichtete Wanderbewegungen von juvenilen Stadien potamodromer Arten ausführlich beschrieben und als Migration zur Suche nach geeigneten Nahrungshabitaten interpretiert. Diese Interpretation wird auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit als die wahrscheinlichste angesehen. Viele Reusenuntersuchungen von FWHs finden jedoch während der Zeiträume der Laichwanderung der vorherrschenden Fischarten statt, meistens im Frühjahr und Herbst (ZITEK et al., 2007). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde jedoch klar gezeigt, dass die individuenreichsten Aufstiegsbewegungen bei verschiedenen Arten (Äsche, Barbe, Döbel, Schleie) nicht durch die Laichwanderung der adulten, sondern durch Migrationen der juvenilen Stadien in den Sommermonaten gebildet werden. Ebenfalls finden in den Sommer- und frühen Herbstmonaten individuenreiche Aufstiegsbewegungen von Kleinfischarten wie Gründling, Laube und Bitterling statt. Für zukünftige Studien wird daher empfohlen, diese auch in den Sommermonaten durchzuführen und nicht nur zu den Zeiten der Laichwanderzüge der fischereilich relevantesten Fischarten wie Bachforelle (Herbst) sowie Äsche, Nase, Huchen, Döbel und Barbe (Frühjahr).

Es wird vermutet, dass die erhöhten Aufstiegszahlen vor allem von juvenilen Stadien und Kleinfischen (Äsche juvenil, Döbel juvenil, Laube, Flussbarsch juvenil) bei Neumond einen Schutz vor Prädation darstellen. Folglich können erhöhte Aufstiegszahlen bei Neumond von räuberischen Fischen (Bachforelle adult, Flussbarsch adult) durch eine höhere Aktivität aufgrund eines verminderten Jagderfolgs bedingt sein (HORKÝ et al., 2006).

Die Einflüsse von Erderschütterungen sind vorsichtig zu bewerten, da die aufgenommenen Lokalbeben über ganz Bayern und angrenzende Gebiete verteilt sind und somit ihr Zentrum nicht immer in der direkten Umgebung des Untersuchungsgebiets lag. Dennoch zeigten Erderschütterungen in den GLMs für zahlreiche Arten einen signifikanten Einfluss auf die in den Zählbecken nachgewiesenen Individuenzahlen. Der Zusammenhang von Erderschütterungen mit dem zeitlichen Muster der Aufstiegsbewegungen wird jedoch aufgrund der häufig unregelmäßigen Verteilung und nur geringen Unterschiede der mittleren Individuenzahlen in der detaillierten Auswertung bei allen Arten bis auf den Huchen als nicht kausal betrachtet. Beim Huchen wurde sowohl bei juvenilen als auch adulten

Individuen eine deutlich höhere mittlere Individuenzahl bei Erdbeben mit Magnituden MI über 3,0 dokumentiert, welche aufgrund ihrer deutlichen Ausprägung nicht als Zufall betrachtet wird.

Es wurde in den Artenteilen aufgezeigt, dass sich zahlreiche Spitzen der mittleren Individuenzahlen verschiedener Arten nicht mit den in bestehender Literatur beschriebenen Typen von Wanderbewegungen (vgl. Kap. 2.2.1; LUCAS & BARAS, 2001; ZITEK et al., 2007) interpretieren lassen (vgl. BORN, 1995). Viele der beschriebenen Wandertypen und Interpretationen von Fischwanderbewegungen sind dem menschlichen Verhaltensspektrum entnommen, wie z. B. Ausweichbewegungen. Mit diesen lässt sich jedoch das vermeintlich deutlich umfangreichere Spektrum von Fischwanderbewegungen nur teilweise ausreichend und sicher erklären. Es muss davon ausgegangen werden, dass Fischwanderbewegungen und deren Motivationen deutlich komplexer als bisher häufig dargestellt sind und sich deren Motivationen bis auf wenige Ausnahmen, wie z. B. bei Laichwander- und Ausweichbewegungen, nicht immer schlüssig interpretieren lassen. Hier besteht noch großer Forschungsbedarf. So zeigten beispielsweise HUGGARD et al. (2015), dass das Aufstiegsverhalten von potamodromen Fischarten völlig unabhängig von der Laichzeit ist.

Auch wenn die Aufwärtswanderung durch FWHs in dieser Arbeit für zahlreiche Arten und Altersklassen belegt wurde, so kann mit den vorliegenden Daten nicht beantwortet werden, ob es durch die Durchwanderung der FWHs zu einer Zeitverzögerung während der Laichwanderung kommt und ob dadurch Laichhabitate eventuell später oder bereits zu spät für einen erfolgreichen Ablaichvorgang erreicht werden (vgl. CAUDILL et al., 2007; LUNDQVIST et al., 2008).

6.4 Bewertung der Maßnahmenpakete des ISOBEL-Projekts

Trotz des umfangreichen Monitoringprogramms konnte für einen Großteil der untersuchten Fischarten kein klarer Effekt durch die Maßnahmenkombinationen des ISOBEL-Projekts nachgewiesen werden.

Der Hauptgrund hierfür wird in der langsamen Reaktion von Fischpopulationen auf Restaurierungs- und Schutzmaßnahmen gesehen. NÄSLUND et al. (2005) beschreiben, dass es bis zu zehn Jahre und länger dauern kann, bis ein fischereiliches Schutzmanagement positive Auswirkungen auf Äschenpopulationen zeigt. In einer Untersuchung von PALM et al. (2007) nahm die Anzahl von Bachforellen der Altersklasse 0+ erst sechs Jahre nach dem Beginn von Restaurierungsmaßnahmen beständig zu. Ebenso zeigten Ergebnisse von Fischbestandsaufnahmen im Rahmen des EG-WRRL-Monitorings an der oberen Iller, dass positive Auswirkungen auf die Fischfauna nach groß angelegten Restaurierungsmaßnahmen im Seifener Becken erst nach über zehn Jahren dokumentiert werden konnten (BORN & MAYR, 2020).

Ein weiterer Grund, wieso häufig keine klaren Effekte der Restaurierungsmaßnahmen auf die Fischbestände des Untersuchungsgebiets dokumentiert werden konnten, lag in den hohen jährlichen Schwankungen der Fangzahlen. Wie in der bisherigen Diskussion aufgezeigt, hängt der Laicherfolg von vielen Arten stark von abiotischen Faktoren ab, besonders von dem Abfluss während und nach dem Ablassvorgang. Schwankungen von Fischpopulationen sind auch durch andere Untersuchungen bekannt. CHARLES et al. (2006) zeigten in einem Populationsmodell das jährliche Schwanken der Populationsgröße der Äsche in Abhängigkeit von Umweltfaktoren. NÄSLUND (1989) gibt ebenfalls an, dass es aufgrund von natürlichen jährlichen Schwankungen der Anzahl von Bachforellen der Altersklasse 0+ schwierig ist, den Erfolg von Restaurierungsmaßnahmen zu bewerten. Eine Untersuchung von PALM et al. (2007) zeigte jährliche Schwankungen der Populationsgröße der Bachforelle. Auch NUNN et al. (2003) beschreiben ein starkes jährliches Schwanken der Anzahl von Individuen der Altersklasse 0+ verschiedener Cyprinidenarten, bedingt durch Umwelteinflüsse, besonders durch den Abfluss. Aufgrund der natürlichen Schwankungen von Fischpopulationen kann auch nicht klar belegt werden, ob die teilweise hohen Fangzahlen 2018 nur aus den Maßnahmenkonzepten des ISOBEL-Projekts resultierten oder größtenteils durch für den Laicherfolg von

frühjahrslaichenden Fischarten günstigen abiotischen Faktoren, besonders Abflussverhältnissen, bedingt waren. Es wurde jedoch gezeigt, dass nach der Umsetzung der Maßnahmenkonzepte in den Restaurierungsstrecken alle Schlüsselhabitate in ausreichender Qualität und Quantität für die dokumentierten hohen Vermehrungsraten der betrachteten Fischarten vorhanden sein mussten. Die in den Restaurierungsstrecken UW4, UW6 und UW7 dokumentierten hohen Vermehrungsraten gewässertypischer Fischarten wurden in der UW8 nicht aufgezeigt. Daraus wird geschlossen, dass ein alleiniger Bau einer naturnahen FWH mit Habitatfunktion nicht genügt, um Fischpopulationen in stark anthropogen veränderten Flussabschnitten ausreichend zu fördern. Es müssen immer auch habitatschaffende Maßnahmen im Hauptfluss umgesetzt werden.

Aufgrund der jährlichen Schwankungen der Populationsgrößen sowie der langsamen Reaktion auf Restaurierungs- und Schutzmaßnahmen von Fischpopulationen, wird davon ausgegangen, dass das Monitoringprogramm der vorliegenden Untersuchung noch länger ausgeführt werden müsste, um langfristige Auswirkungen auf die Fischbestände erfassen zu können. Im Vergleich zu anderen Untersuchungen (z. B. STAMMEL et al., 2012) ist das Monitoringprogramm der vorliegenden Untersuchung mit 55 Elektrofischungen in vier Jahren jedoch durchaus als umfangreich zu bezeichnen. Daher hätte es eventuell sinnvoller sein können, pro Jahr weniger Elektrofischungen durchzuführen, diese jedoch über einen längeren Zeitraum zu verteilen. Andere Untersuchungen zeigen dagegen positive Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf den Fischbestand beispielsweise innerhalb von drei Monaten (STAMMEL et al., 2012) oder drei Jahren (JUNGWIRTH et al., 1995). Allerdings stellt sich dabei auch immer die Frage, ob es sich tatsächlich um Auswirkungen der Renaturierungsmaßnahmen handelt oder um natürliche Schwankungen der Fischpopulationen.

Ebenso ist ungeklärt, ob die im Vergleich zu 2018 im Jahr 2019 niedrigeren Fangzahlen, größtenteils von Fischen der Altersklasse 0+, durch ungünstige Abflussverhältnisse im Frühjahr 2019 oder durch eine nachlassende Habitatqualität der eingebrachten kiesigen Gewässerstrukturen bedingt sind. Dies kann im Rahmen der vorliegenden Arbeit ebenfalls nicht eindeutig beantwortet werden. Wie in der bisherigen Diskussion bereits aufgezeigt, zeigen abiotische Bedingungen zur Laichzeit, besonders der Abfluss, eine große Auswirkung auf den Laicherfolg. Deshalb wird davon ausgegangen, dass die Abnahmen der Fangzahlen 2019, vor allem der

Altersklasse 0+, auch durch die Abflussverhältnisse bedingt waren. Jedoch zeigen Veröffentlichungen auch, dass die Qualität von eingebrachtem Substrat rasch nachlässt. PANDER et al. (2015) zeigten eine starke Abnahme der physikochemischen Substratqualität von eingebrachtem Geschiebe innerhalb eines Jahres. PULG et al. (2013) bewerteten die Qualität von eingebrachtem Kies als Laichhabitat für die Bachforelle in den ersten zwei Jahren nach der Einbringung als hoch, anschließend nahm sie ab und wurde fünf bis sechs Jahre nach der Einbringung als nicht mehr geeignet für ein erfolgreiches Ablaichen der Bachforelle angesehen. In einer Literaturübersicht geben HAUER et al. (2013) eine Funktionsfähigkeit von mittels Kieszugaben geschaffenen Kieslaichplätzen von drei Monaten bis zu dreizehn Jahren an. Da im Rahmen der vorliegenden Arbeit nur die Fischzönosen untersucht wurden, kann die physikochemische Substratqualität nicht beurteilt werden. Für zukünftige, ähnliche Untersuchungen wird daher empfohlen, parallel zu fischzönotischen Untersuchungsmethoden immer auch physikochemische Methoden zur Sedimentanalyse durchzuführen, um eine nachlassende Habitatqualität von kiesigen Gewässerstrukturen, zum Beispiel durch Kolmation, zweifelsfrei aufzeigen zu können. Ebenso konnten keine klaren Unterschiede zwischen den einzelnen Methoden zur Schaffung kiesiger Gewässerstrukturen hinsichtlich der Wirkung auf die Fischzönosen aufgezeigt werden.

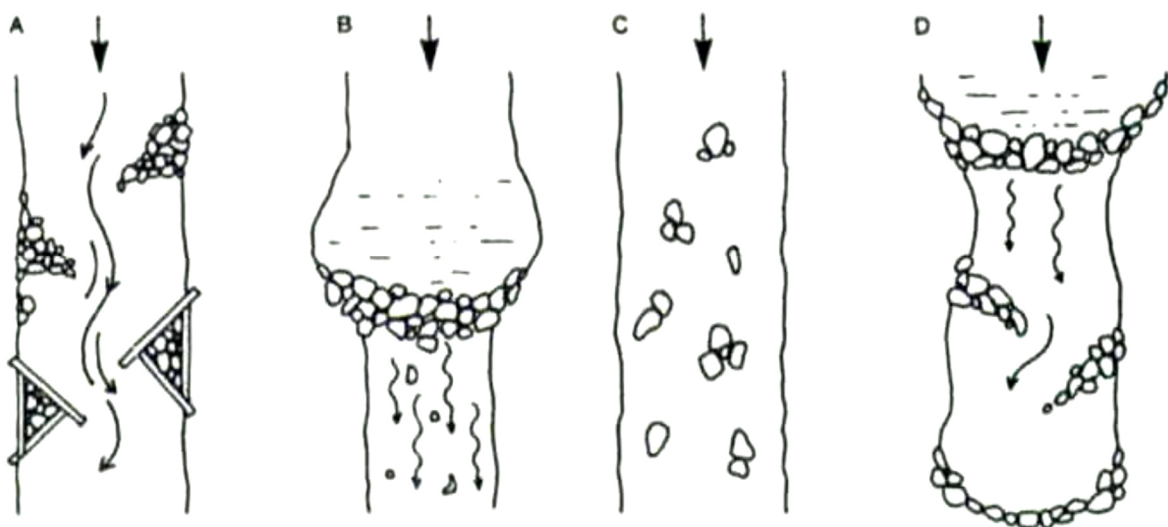


Abbildung 310: Von NÄSLUND (1989) untersuchte Methoden, Flussbausteine in ein Fließgewässer einzubringen. Bildquelle: aus NÄSLUND (1989).

Welche Methoden, Flussbausteine und Geschiebe zur Schaffung von Schlüsselhabitaten für rheophile Fischarten in Flüsse einzubringen, zielführend sind, wird in bestehender Literatur diskutiert. Nach HVIDSTEN & JOHNSEN (1992) bewirkte bereits nur das Einbringen von Steinen in einen kanalisierten Fluss eine Erhöhung der Anzahl von Bachforellen. Dies wird jedoch für das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit aufgrund der starken Geschiebeverarmung als nicht erfolgversprechend angesehen. PALM et al. (2007) zeigten keinen positiven Einfluss einer bloßen Zugabe von Struktursteinen in einen Fluss auf den Bachforellenbestand. Eine Zugabe von Geschiebe und Flussbausteinen führte jedoch zu einer signifikanten Zunahme der Anzahl von Bachforellen der Altersklasse 0+. Dies entspricht weitestgehend den Maßnahmen in der UW6. Bei der Zugabe von Flussbausteinen zeigten BRANCO et al. (2013), dass wenige Steine zu einer größeren, durch die nahe mit der einheimischen Barbe verwandten Iberischen Barbe (*Luciobarbus bocagei*) nutzbaren, Gewässerfläche führten als die Einbringung von vielen Flussbausteinen. NÄSLUND (1989) verglich verschiedene Methoden, Flussbausteine einzubringen (Abb. 310). Hierbei hatte der Einbau von dammartigen Strukturen (B in Abb. 310) den positivsten Effekt auf den Bestand der Bachforelle. Allerdings war in dieser Studie nicht die Schaffung von Laichhabitaten das Ziel, sondern von geeigneten Fresshabitaten, wodurch die Ergebnisse nicht zwangsläufig auf das ISOBEL-Projekt übertragbar sind. PASTERNAK et al. (2003) verglichen in einem Modell verschiedene Methoden, Kies zur Schaffung von Habitaten einzubringen und zu stabilisieren. Dabei entstand durch flächige Kieseinbringungen bei mittleren Abflüssen die höchste Fläche von geeigneten Habitaten, jedoch nur eine geringe Fläche bei hohen oder niedrigen Abflüssen. Die Einbringung des Kiesel als verschiedene Formen von Kiesmieten wurde als sehr effizient hinsichtlich der Fläche von entstandenen kiesigen Habitaten je eingebrachtem Kiesvolumen bewertet. In einer Metastudie fanden WHITEWAY et al. (2010) keinen signifikanten Einfluss der Art und Weise Flussbausteine einzubringen auf die Bestände von Salmoniden. Des Weiteren wurde angegeben, dass die bevorzugte Methode, mit Flussbausteinen Strukturen zu schaffen, größtenteils von dem Gefälle des Gewässers abhängt. Eine generelle Empfehlung, welche Methode die Beste ist, konnte nicht gegeben werden. Die Wahl der Methode muss für jedes Gewässer, auch in Abhängigkeit der zu schaffenden Schlüsselhabitate, individuell getroffen werden (WHITEWAY et al., 2010). RAMLER & KECKEIS (2019) dokumentierten in einem Renaturierungsprojekt in der österreichischen Donau positive, jedoch keine

signifikanten Einflüsse von geöffneten Buhnen auf Nasen und Barben. Signifikante Einflüsse ergaben sich aus der Wiederanbindung von Seitenarmen und dem Rückbau von mit Steinschüttungen verbauten Ufern zu naturnahen Kiesufern.

In allen Restaurierungsstrecken (UW4, UW6 und UW7) wurde bei den Elektrofischungen im Herbst 2019 das gute ökologische Potenzial für die Qualitätskomponente Fische festgestellt. Im Vergleich zur Erstaufnahme 2016 stieg dabei in der UW6 und UW7 das ökologische Potenzial für die Qualitätskomponente Fische hin zur Herbstbefischung 2019 an, wohingegen es in der UW4 abnahm. Dies kann über die vorliegenden Daten nicht erklärt werden. Zudem wurde das ökologische Potenzial für die Qualitätskomponente Fische in der nicht restaurierten UW8 zum Projektende 2019 nur als „unbefriedigend“ eingestuft und hat im Vergleich zur Erstaufnahme 2016 abgenommen. Daraus wird erneut gefolgert, dass der alleinige Bau einer FWH mit Ersatzlebensraumfunktion in stark anthropogen degradierten Gewässerstrecken nicht ausreicht, die Fischzönosen ausreichend zu fördern. Die Bewertung des ökologischen Potenzials fand dabei jedoch jeweils nur auf Grundlage einer Befischung statt und ist damit nicht EG-WRRL-konform (Kap. 4.4.1).

Ein weiterer Aspekt ist die Nachhaltigkeit von Kieszugaben. Diese wird zum Beispiel von ZEH & DÖNNI (1994) angezweifelt. Inwieweit sich die Restaurierungsmaßnahmen zur Schaffung kiesiger Gewässerbereiche im Projektgebiet langfristig nachhaltig auf die Fischbestände des Untersuchungsgebiets auswirken, kann mit der aktuellen Datenlage weder dokumentiert noch prognostiziert werden. Sicher ist jedoch, dass, aufgrund der ständigen Verfrachtung und Umverteilung des eingebrachten Geschiebes, immer wieder neues Geschiebe eingebracht werden muss (vgl. COLLINS & DUNNE, 1989; KANTOUSH et al., 2010 a; KANTOUSH et al., 2010 b; SCHILLINGER & KELLERMANN, 2013; KONDOLF et al., 2014; BROUSSE et al., 2019).

Weitere zielführende Maßnahmen an der Iller zur Förderung der Fischbestände könnten zum Beispiel noch in den Bereichen der Stauwurzeln durchgeführt werden. Hier wurden an der Donau in Österreich gute Erfahrungen mit Maßnahmen zum Uferrückbau und der Schaffung von dynamischen Insel-Nebenarmsystemen und Nebenarmen mit weiträumigen und dauerhaften Flachuferzonen gemacht (ZAUNER et al., 2016; RAMLER & KECKEIS, 2019; vgl. auch Kap. 6.6).

Zusammenfassend zeigte das zahlreiche Aufkommen von Jungfischen im Jahr 2018, dass durch die Maßnahmenkombinationen alle Schlüsselhabitate zur erfolgreichen

Fortpflanzung der untersuchten rheophilen Flussfischarten geschaffen wurden und 2018 in der benötigten Habitatqualität für hohe Fortpflanzungsraten zur Verfügung standen. Die Bestandszunahmen waren jedoch vermutlich auch durch natürliche Populationsschwankungen sowie ein von für die Fortpflanzung der frühjahrs- und sommerlaichenden Zielfischarten günstigen Abfluss- und Temperaturbedingungen geprägtes Jahr bedingt. Ebenso kann nicht zweifelsfrei bestimmt werden, ob die 2019 im Vergleich zu 2018 abgenommenen Individuen- und vor allem Jungfischzahlen durch eine nachlassende Habitatqualität oder durch ungünstige Abflussbedingungen im Frühjahr 2019 bedingt waren. Dennoch wurde zu Projektende in allen Restaurierungsstrecken das gute ökologische Potenzial für die Qualitätskomponente Fische festgestellt. Ob die Restaurierungsmaßnahmen auch langfristig wirksam sind und zu einer nachhaltigen Verbesserung der Fischzönose der Iller führen, kann mit der aktuellen Datenlage nicht bewertet werden. Das nur unbefriedigende ökologische Potenzial für die Qualitätskomponente Fische sowie der ausbleibende Nachweis für eine Erhöhung der Bestände gewässertypischer rheophiler Fischarten in der UW8 zeigen, dass in stark anthropogen veränderten Flussstrecken mitunter ein alleiniger Bau einer naturnahen FWH mit Habitatfunktionen nicht zur Förderung der Fischzönose ausreicht. Andere Studien zeigen jedoch auch, dass alleinige Restaurierungsmaßnahmen im Hauptfluss in stark veränderten Flüssen (heavily modified waterbodies) nicht ausreichen, um Populationen von rheophilen Fischarten wie Nase und Barbe ausreichend zu fördern (PANDER & GEIST, 2016). Es müssen in stark anthropogen veränderten Flusssystemen habitatschaffende Maßnahmen sowohl im Hauptfluss als auch in Nebengewässern und Seitenarmen, wie zum Beispiel auch in naturnah konstruierten FWHs, umgesetzt werden.

6.5 Bedeutung der Fischwanderhilfen als Lebensraum für Fische

Die naturnah konstruierten FWHs des Untersuchungsgebiets wurden nachweislich von Bachforelle, Huchen, Döbel und Nase als Laichhabitat genutzt, jedoch nicht von der Barbe. Ebenso ist ein Ablaichen von weiteren Fischarten, besonders auch Kleinfischarten, in den FWHs aufgrund den dort vorherrschenden Habitatstrukturen wahrscheinlich. Wie in der bisherigen Diskussion aufgezeigt, ist die Nutzung von FWHs als Laichhabitat auch aus anderen Veröffentlichungen bekannt. FWHs können ein wichtiges Laichhabitat für rheophile Kieslaicher darstellen (vgl. HEIß et al., 2019). Dass von Fischarten wie der Nase, auch dann noch die Laichhabitate in den FWHs genutzt wurden, nachdem auch im Hauptfluss potenziell als Laichhabitat geeignete Kiesflächen geschaffen wurden, unterstreicht noch einmal die Bedeutung von geeigneten Habitaten in Seitenarmen und Nebengewässern. Zudem können FWHs Schlüsselhabitate für juvenile Stadien verschiedener Arten wie Äsche, Döbel, Barbe und Huchen darstellen (vgl. PANDER et al., 2013). Kleinfischarten wie Bachschmerle, Gründling, Laube und Schneider wurden in den FWHs in teils hohen Individuenzahlen und allen Größen- und Altersklassen nachgewiesen, weshalb davon ausgegangen wird, dass diese in den FWHs geeignete dauerhafte Lebensräume vorfinden (vgl. HEIß et al., 2019). Durch die hohe Biomasse von Makrozoobenthos in FWHs (EPPEL, 2016), finden Fische in diesen nahrungsreiche Fresshabitate. Von einem hohen Makrozoobenthos-Aufkommen profitieren zum Beispiel auch juvenile Huchen (BĂNĂDUC et al., 2013). Auffallend ist auch, dass in der technisch konstruierten FWH5 hohe Dichten von juvenilen Äschen und juvenilen Barben nachgewiesen wurden. Dies kann ebenfalls über die hohe Biomasse von Makrozoobenthos in der FWH5 (EPPEL, 2016) erklärt werden. Es wird davon ausgegangen, dass juvenile Äschen und Barben durch die technische Bauart der FWH5 in ihrem Fressverhalten nicht eingeschränkt werden, wodurch diese dort geeignete und nahrungsreiche Fress-Habitate vorfinden. Dies wird dadurch unterstrichen, dass sich Aufenthaltsorte von Jungfischen größtenteils nach der Futterverfügbarkeit richten und diese bei höherer Futterverfügbarkeit auch gewillt sind, schlechtere Habitateigenschaften, wie zum Beispiel höhere Strömungsgeschwindigkeiten, zu tolerieren (GIANNICO, 2000; WEBER et al., 2014).

Der Vergleich der Größenverteilung der in den Zählbecken nachgewiesenen, mit den bei Elektrofischungen in den FWHs gefangenen Fischen zeigt, dass die FWHs für

alle Größenklassen auffind- und durchwanderbar sind. Ein Fehlen einzelner Größen- und Altersklassen verschiedener Fischarten bei den Elektrobefischungen der FWHs deutet folglich darauf hin, dass diese Größenklassen in den FWHs keine geeigneten dauerhaften Habitate vorfinden und die FWHs nur als Migrationskorridor nutzen. Dies trifft beispielsweise auf große adulte Barben und adulte Nasen zu (vgl. HEIß et al., 2019).

Allerdings ist im Untersuchungsgebiet die Artendiversität in den Befischungsstrecken des Hauptflusses (UW) in allen Gewässerstrecken, außer an der Illerstufe 8, höher als in den jeweiligen FWHs. Dies wird dadurch begründet, dass die Befischungsstrecken des Hauptflusses mit einer Länge von jeweils 1,5 Fkm unterhalb der Kraftwerke bis in die Stauwurzeln reichen und dadurch mit sehr schnell fließenden bis hin zu nahezu stehenden Gewässerbereichen eine Vielzahl verschiedener Habitate abdecken. An der im UW stark anthropogen veränderten Illerstufe 8 wurde in der FWH8 eine höhere Diversität als in der UW8 festgestellt. FWHs können in stark anthropogen verbauten Flussbereichen einen Beitrag zur Erhöhung der Artendiversität liefern.

Es wurde aufgezeigt, dass zahlreiche Fischarten, wie z. B. Huchen, Barbe und Nase, nicht ihren kompletten Lebenszyklus stationär entweder nur in den FWHs oder im Hauptfluss verbringen, sondern während des Lebenszyklus komplexe Wechselbewegungen zwischen den Habitaten im Hauptfluss und den FWHs stattfinden (vgl. JUNGWIRTH, 1996). Die Habitatnutzungen zwischen den Fischwanderhilfen und dem Hauptfluss unterscheiden sich dabei jedoch zwischen verschiedenen Fischarten. Für große juvenile und subadulte Barben stellen die FWHs im Untersuchungsgebiet wichtige Habitate dar, da diese Altersklassen im Hauptfluss nahezu absent sind. Die Abwesenheit von subadulten Barben mittlerer Größenklassen im Hauptfluss wurde auch in anderen Gewässern Schwabens beobachtet. Vielmals wurden bei dortigen Elektrobefischungen im Rahmen des EG-WRRL-Monitorings primär kleine juvenile oder adulte Barben nachgewiesen. Die Aufenthaltsorte von subadulten Barben mittlerer Größenklassen konnten dabei oftmals nicht zweifelsfrei bestimmt werden (Born & Mayr, 2020).

Fischwanderhilfen erfüllen damit primär die ökologische Funktion von Seiten- und Nebenarmen (vgl. EBERSTALLER et al., 2001).

Die zur Referenzstrecke UW5 ähnlichste Fischzönose wurde in der FWH7 nachgewiesen. Auch an den Illerstufen 6 und 8 war die Fischzönose der FWH jeweils

der der Referenzstrecke UW5 ähnlicher als die des Hauptflusses. In naturnah strukturierten Fischwanderhilfen können sich Fischzönosen einstellen, die der Fischzönose der Referenzstrecke eines Flusses ähnlicher sind als die Fischzönosen in restaurierten Strecken des Hauptflusses.

Aufgrund der vielfachen Nutzungen von Habitaten in den FWHs durch zahlreiche Fischarten wird dringend empfohlen, auch in FWHs geeignete Lebensräume für rheophile Fischarten zu schaffen bzw. lebensraumverbessernde Maßnahmen umzusetzen und diese mit dem Faktor der Durchgängigkeit zu kombinieren. Auch von ZAUNER et al. (2016) wird der Beitrag der longitudinalen Durchgängigkeit allein zur Erreichung der Ziele der EG-WRRL in Gewässern mit aktuell unbefriedigendem oder schlechtem ökologischen Potenzial und entsprechend defizitären Fischbeständen als gering angesehen. Dabei wird der Bau von technischen Fischwanderhilfen ohne Habitatfunktionen an der Donau und anderen großen Flüssen mit Lebensraumdefiziten als kritisch eingeschätzt, da man dadurch den umfangreichen gesamtflossökologischen Defiziten nur zu einem geringen Teil gerecht wird. Für die Zielerreichung eines naturnahen Fischbestands werden daher lebensraumverbessernde Maßnahmen als unerlässlich angesehen.

6.6 Erarbeitung eines Konzepts zur Förderung potamodromer Fischarten

Als Hauptfaktoren für die Entwicklung gewässertypischer Fischzönosen und -abundanzen werden das Vorhandensein und die Erreichbarkeit aller Schlüsselhabitate in ausreichender Habitatqualität angesehen (BRITTON & PEGG, 2011; HUDSON et al., 2014). Die jeweilige Nutzung von Schlüsselhabitaten von unterschiedlichen Fischarten und Altersklassen in den verschiedenen Gewässerkompartimenten wurde in den Artenteilen der bisherigen Diskussion beschrieben. Fasst man die Habitatnutzungen der untersuchten Fischarten in den betrachteten Gewässerkompartimenten UW und FWH zusammen, werden die Schlüsselhabitate Laich-, Larven-, Juvenil- und Adult-Habitat artspezifisch sowohl im Hauptfluss (Gewässerkompartiment UW) als auch in den FWHs genutzt (Abb. 311). Durch die unterschiedlichen und spezifischen Nutzungen der Gewässerkompartimente Hauptfluss und FWH von verschiedenen Fischarten wurde

aufgezeigt, dass zur Förderung potamodromer Fischarten sowohl im Hauptfluss als auch in den naturnah konstruierten FWHs bzw. in Nebengewässern und Seitenarmen geeignete Laich-, Larven-, Juvenil- und Adult-Habitate vorhanden sein müssen.

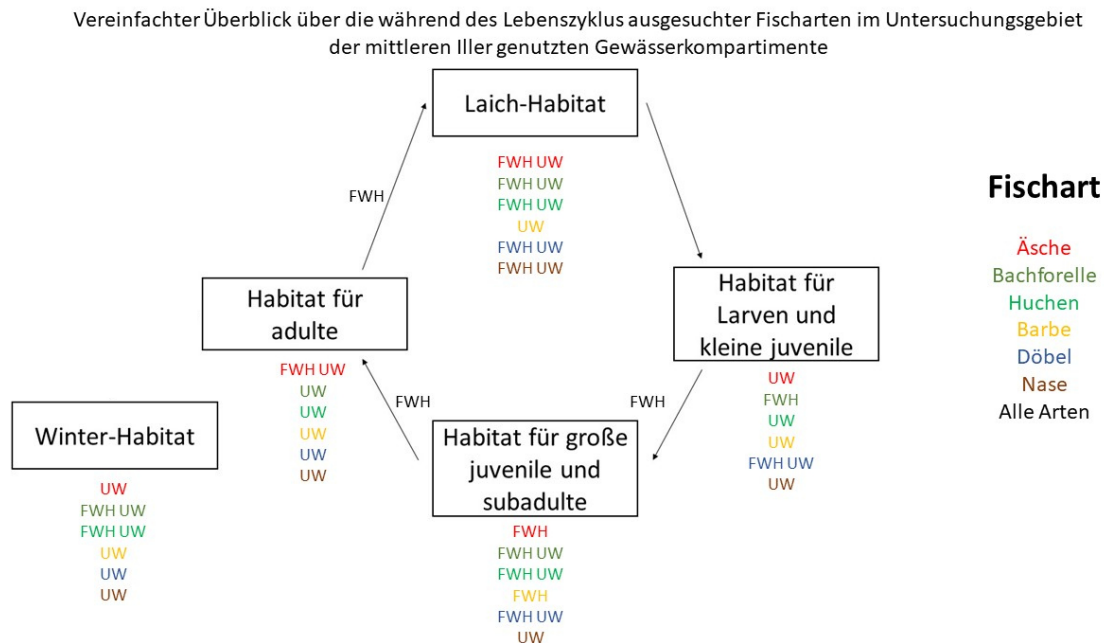


Abbildung 311: Vereinfachter Überblick über die während ausgesuchter Stadien des Lebenszyklus verschiedener Fischarten im Untersuchungsgebiet genutzten untersuchten Gewässerkompartimente. UW = Hauptfluss Iller, FWH = naturnah konstruierte Fischwanderhilfen. Bei ersichtlicher Präferenz eines Gewässerkompartiments wurde nur dieses angegeben, bei Nutzung beider Gewässerkompartimente ohne ersichtliche Präferenz zwischen diesen wurden beide Gewässerkompartimente angegeben.

Dies wurde auch bereits in den Kapiteln 6.4 und 6.5 ersichtlich. Zudem wurden alle Altersklassen der Zielfischarten außer larvale Stadien in den Zählbecken der FWHs nachgewiesen, wodurch deren Eignung als Wanderkorridor für den Fischeaufstieg als belegt angesehen wird. Daraus wird ein Konzept zur Förderung potamodromer Fischarten abgeleitet, das auf drei Säulen basiert (Abb. 312).

1. Säule: Schaffung von Schlüsselhabitaten im Hauptfluss

Im Untersuchungsgebiet wurde aufgezeigt, dass insbesondere die Barbe Laichhabitate ausschließlich im Hauptfluss nutzte. Ebenso wurden einzelne Altersklassen verschiedener Fischarten, wie zum Beispiel Huchen und Nasen der Altersklasse 0+, adulte Nasen sowie große adulte Barben ausschließlich im Hauptfluss

nachgewiesen. Daher wird der Schaffung von geeigneten Lebensräumen im Hauptfluss eine hohe Bedeutung zugeschrieben. Dies umfasst unter anderem Laich-, Larven-, Juvenil- und Adult-Habitate. Eine Möglichkeit hierfür ist, sofern die Rahmenbedingungen des Gewässers es zulassen, die Schaffung von kiesigen Gewässerstrukturen als Schlüsselhabitate für rheophile Flussfischarten mittels Uferabflachungen und Kieszugaben in frei fließenden Kraftwerksunterwasserstrecken, kombiniert mit aktivem oder minimalinvasivem Geschiebemanagement. Zusätzlich eingebrachte Buhnen und Störsteinstrukturen können die Strömungs- und Lebensraumdiversität erhöhen. Welche Methode der Habitatschaffung dabei die geeignetste ist, kann nicht verallgemeinert werden und muss für jeden Gewässerabschnitt individuell analysiert und entschieden werden. Hierbei spielen besonders strukturelle Gewässerparameter und die zu schaffenden Schlüsselhabitate eine große Rolle.

Konzept zur Förderung potamodromer Fischarten: Drei Säulen

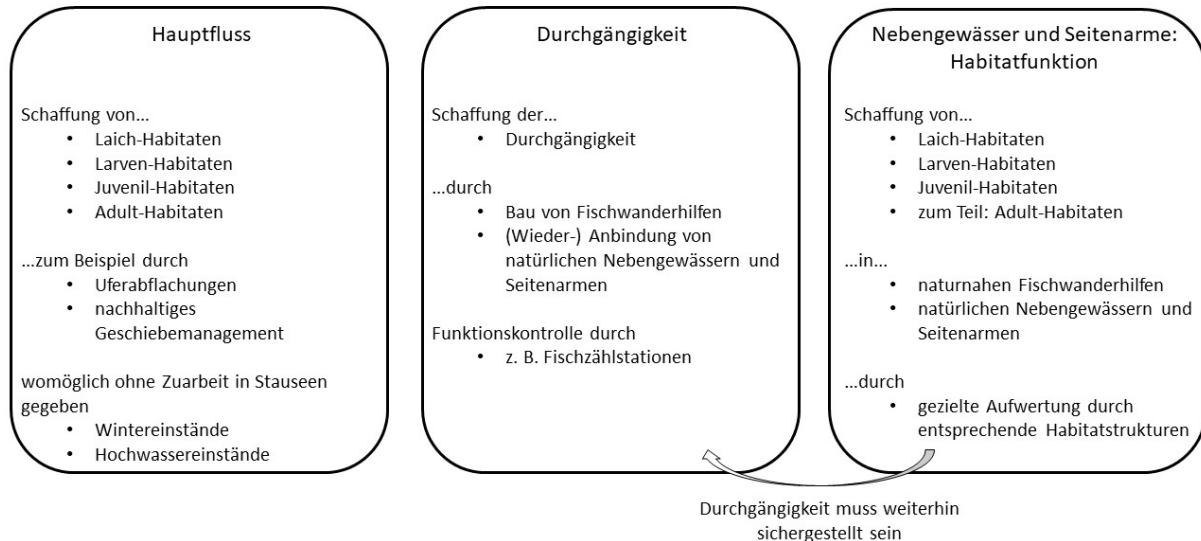


Abbildung 312: Dreisäuliges Konzept zur Förderung potamodromer rheophiler Fischarten in staugeprägten Fließgewässern.

2. Säule: Fischwanderhilfen zur Schaffung der Durchgängigkeit

Mit korrekt konstruierten FWHs muss die stromaufwärtsgerichtete Durchgängigkeit für alle gewässertypischen Fischarten in allen Größenklassen sichergestellt werden. Zudem muss die Anbindung von Seitenarmen und Nebengewässern gewährleistet sein und gegebenenfalls wiederhergestellt werden.

3. Säule: Fischwanderhilfen als Lebensräume

Zusätzlich zu habitatschaffenden Maßnahmen im Unterwasser ist es nötig, auch in Nebengewässern und Seitenarmen wie FWHs gezielt Schlüsselhabitate für rheophile Fischarten zu schaffen. Dies umfasst besonders Laich-, Larven- und Jungfischhabitate, zum Teil auch Adult-Habitate. Nase nutzten beispielsweise auch nach der Schaffung geeigneter Laichhabitate im Hauptfluss weiterhin Laichhabitate in FWHs. Es wird empfohlen, direkt beim Bau von FWHs diese so zu konstruieren, dass sie nicht nur reine Migrationskorridore darstellen, sondern auch Schlüsselhabitate für rheophile Fischarten nachbilden. Allerdings dürfen diese nicht die Durchgängigkeit der FWHs behindern. Besonders Kieslaichplätze können in FWHs einfacher zu gestalten und pflegen sein als im Hauptstrom und wurden im Projektgebiet zahlreich von Bachforellen, Huchen, Döbeln, Nasen und mutmaßlich weiteren Arten angenommen. Andere Arten wie die Barbe nutzten dagegen die Laichplätze in den FWHs des Projektgebiets nicht. Daher ist es essenziell, dass geeignete Lebensräume, wie z. B. Laichhabitate, auch wenn diese in Seitenarmen vorhanden sind, weiterhin auch im Hauptfluss verfügbar sind. Im Gegensatz dazu wurden beispielsweise juvenile Barben in FWHs in deutlich höheren Anteilen nachgewiesen als im Hauptfluss. Daher müssen Schlüsselhabitate sowohl im Hauptfluss als auch in Nebengewässern und Seitenarmen, wie naturnah konstruierte FWHs, vorhanden sein bzw. geschaffen werden. Die alleinige Schaffung von Habitaten in FWHs reichte in der vorliegenden Arbeit nicht aus, um Fischzönosen in einem ausreichenden Umfang zu fördern. Da verschiedene Fischarten Schlüsselhabitate ihrer Lebenszyklen auf artspezifisch unterschiedliche Art und Weise sowohl im Hauptfluss als auch in Nebengewässern und Seitenarmen nutzen, müssen bei Restaurierungsprojekten die Anforderungen der Zielfischarten auf Artebene betrachtet werden.

Anpassung des Konzepts auf Fließgewässer ohne frei fließende Kraftwerksunterwasserstrecken

In stark eingestauten Fließgewässern ohne frei fließende Kraftwerksunterwasserstrecken kann es aufgrund der Rahmenbedingungen schwierig oder nicht möglich sein, Schlüsselhabitats im Hauptfluss zu schaffen. Dasselbe trifft auf Fließgewässer mit hohen Wassertiefen in den Kraftwerksunterwasserstrecken zu. Ist die Schaffung von Laich- und weiteren Schlüsselhabitats in den Kraftwerksunterwasserstrecken des Hauptflusses erschwert oder nicht möglich, werden folgende Alternativen empfohlen:

1. Großzügig gestaltete Umgehungsgewässer

Der Hauptgrund, wieso Barben die Laichhabitats in den FWHs des Untersuchungsgebiets nicht annehmen, wird darin gesehen, dass Barben beispielsweise im Vergleich zu Nasen größere Laichhabitats bevorzugen (vgl. Kap. 6.1.6 und Kap. 6.1.8; MELCHER & SCHMUTZ, 2010). Daher werden die FWHs des Untersuchungsgebiets als zu klein hinsichtlich Gewässerbreite und Dotation betrachtet, um von Barben als Laichhabitat angenommen zu werden. In großzügig gestalteten Umgehungsgewässern wurde auch das Abbläuen der Barbe dokumentiert (vgl. Kap. 6.1.6). Daher wird es als zielführend angesehen, in Gewässern, in denen aufgrund der Rahmenbedingungen keine Schaffung von Laichplätzen und anderen Schlüsselhabitats in den Kraftwerksunterwasserstrecken möglich ist, großzügig dimensionierte Umgehungsgewässer zu gestalten, in denen geeignete und ausreichend große Laich- und Schlüsselhabitats vorhanden sind. Derartige Umgehungsgewässer wurden beispielsweise bereits an der österreichischen Donau erfolgreich umgesetzt, z. B. am Kraftwerk Ottensheim-Wilhering oder in Wien-Freudenau (JUNGWIRTH et al., 2014; ZAUNER et al., 2017; MEULENBROEK et al., 2018).

2. Uferaufweitungen und Nebenarme im Stauwurzelbereich

Eine andere Möglichkeit zur Schaffung von Schlüsselhabitats in staugeprägten Fließgewässern sind Revitalisierungsmaßnahmen im Bereich der Stauwurzel. Möglichkeiten hierzu sind Gewässeraufweitungen und die Schaffung von Kiesinsel- und Nebenarmsystemen. Dies wurde ebenfalls bereits erfolgreich an der

österreichischen Donau umgesetzt, beispielsweise in der Fließstrecke Wachau bei Schallemmersdorf-Schönbühel und Grimsing, in der Stauwurzel des Kraftwerks Abwinden-Asten, bei Bacharnsdorf, bei Joching und im Unterwasser des Kraftwerks Ottensheim-Wilhering (JUNGWIRTH et al., 2014; ZAUNER et al., 2016; RAMLER & KECKEIS, 2019).

3. Umgestaltung und Anbindung der begleitenden Entwässerungssysteme und Auengewässer

Des Weiteren kann es vielversprechend sein, begleitende Entwässerungssysteme, Sickergräben und Auengewässer von staugeprägten Fließgewässern umzugestalten, ökologisch aufzuwerten und an den Hauptfluss anzubinden sowie neue Auenbäche und Nebenarmsysteme zu schaffen. Dadurch können nicht nur Lebensräume für die aquatische Flora und Fauna geschaffen, sondern auch Auen wiederangebunden und aufgewertet werden. Ein derartiges Projekt wurde beispielsweise bereits an der Donau bei Ingolstadt erfolgreich umgesetzt (STAMMEL et al., 2012; FISCHER & CYFFKA, 2014; PANDER et al., 2016; PANDER et al., 2018).

Weitere Habitate und Aspekte zur Förderung potamodromer Flussfischarten

Ein weiteres wichtiges Schlüsselhabitat für Flussfischarten stellen Hochwassereinstände dar (SCHIEMER et al., 2001; SCHWARTZ & HERRICKS, 2005; LAKE, 2008). Die Nutzung von Hochwassereinständen wurde in der vorliegenden Arbeit nicht gesondert untersucht. Es wird aber davon ausgegangen, dass im Projektgebiet in den Stauseen aufgrund den dort vorherrschenden Strömungsbedingungen und Gewässerstrukturen geeignete Hochwasserunterstände vorhanden sind. Sind keine geeigneten Hochwassereinstände im Fluss verfügbar, müssen diese ebenfalls geschaffen werden.

Trotz der Nachweise von Abstiegsbewegungen über Wehre hinweg mittels Farbmarkierungen (Kap. 5.2.2; Kap. 6.2.4), wurden diese in der vorliegenden Arbeit nicht im Detail untersucht. Hier sind besonders die Gesamterfassung von Fischabstiegen, Turbinenpassagen sowie Turbinen- und Rechenschädigungen, speziell auch im Populations-Kontext, von hoher Bedeutung und wissenschaftlichem Interesse. Es wird empfohlen, dies in künftigen Arbeiten detailliert zu untersuchen.

7. Offenes Ansprechen von Kritikpunkten an der vorliegenden Arbeit

Nach der mehrjährigen Durchführung der Freilanduntersuchungen werden in der Rückschau mögliche methodische Probleme kritisch hinterfragt. Da grundsätzlich Raum für die Optimierung derartiger Untersuchungen gesehen wird, werden nachfolgend diese Punkte offen diskutiert:

1. Die Einschwimmreusen der Zählbecken wurden ohne Netzkehlen konstruiert (vgl. Kap. 4.3.1 und Kap. 6.3.1). Daher ist es wahrscheinlich, dass Fische aus den Zählbecken wieder ausgeschwommen sind. Eine Ausstattung der Einschwimmreusen mit Netzkehlen während der Projektdauer wurde jedoch abgelehnt, um die Vergleichbarkeit der Aufstiegszahlen über die gesamte Untersuchungsdauer hinweg gewährleisten zu können.
2. Bei der Korrelation der Aufstiegszahlen mit den Umweltfaktoren wurde zur Erreichung möglichst hoher Individuenzahlen, um statistisch aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten, für jede Kontrolle die in den fünf Zählbecken nachgewiesenen Fische addiert. Daher wurde die der Auswertung zu Grunde liegende Wassertemperatur aus dem Mittelwert der Tagesmittelwerte der fünf FWHs gebildet. Vom 01.04.2017 bis 21.07.2017 wurde der Auswertung nur die Wassertemperatur der FWH4 zugrunde gelegt. Aufstiegsbewegungen durch einzelne FWHs fanden also mutmaßlich bei geringfügig höheren oder niedrigeren Wassertemperaturen statt als die der Auswertung zugrunde gelegte mittlere Wassertemperatur.
3. Auch für andere betrachtete Umweltfaktoren wurde jeweils der Wert von einer zentralen Messstation bezogen und nicht an jeder FWH separat gemessen. Deshalb können sich auch hier die tatsächlichen Werte an jeder FWH von dem der zentralen Messstation geringfügig unterscheiden. Ebenso sind die Einflüsse von Erderschütterungen vorsichtig zu bewerten, da die aufgenommenen Lokalbeben über ganz Bayern und angrenzende Gebiete verteilt sind und somit ihr Zentrum nicht immer in der direkten Umgebung des Untersuchungsgebiets lag.
4. Es war von Beginn an geplant, die täglich anfallenden Kontrollen in Zusammenarbeit mit Mitgliedern aus den ansässigen Fischereivereinen Memmingen und Neugablonz durchzuführen. Deshalb wurde mit

Farbinjektionen eine möglichst einfach durchzuführende Markiermethode gewählt, auch wenn modernere Methodiken, wie z. B. die Besenderung mit PIT-Tags, womöglich zu höheren Erkenntnisgewinnen geführt hätten, welche dann jedoch nicht mehr von Mitarbeitern ohne spezielle Sachkundenachweise durchzuführen gewesen wären. Dadurch wäre das Monitoring der FWHs in der dargestellten Länge und Intensität nicht mehr finanzierbar gewesen.

8. Kurzzusammenfassung wichtiger Ergebnisse und Erkenntnisse

Fischbestandsaufnahmen: Habitatnutzungen im Hauptfluss und den FWHs sowie Auswirkungen der Restaurierungsmaßnahmen auf die Fischbestände der untersuchten Gewässerstrecken

- Trotz des umfangreichen Monitoringprogramms kann für einen Großteil der untersuchten Fischarten kein eindeutiger Effekt durch die Maßnahmenkombinationen in den Restaurierungsstrecken nachgewiesen werden. Der Hauptgrund hierfür liegt in der langen Reaktionszeit von Fischbeständen auf Restaurierungsmaßnahmen sowie natürlichen jährlichen Populationsschwankungen, bedingt durch abiotische Faktoren, wie beispielsweise ungünstige Abflussverhältnisse. Die hohen Reproduktionszahlen 2018 belegten jedoch, dass nach Umsetzung der Maßnahmenkonzepte in den Restaurierungsstrecken alle Schlüsselhabitate für eine erfolgreiche Reproduktion gewässertypischer Flussfischarten in ausreichend hoher Qualität für die dokumentierten hohen Vermehrungsraten vorhanden waren.
- In dem stark anthropogen veränderten und nicht restaurierten Flussabschnitt unterhalb der Illerstufe 8 wurde eine höhere Artendiversität in der strukturell reichhaltig ausgestatteten Fischwanderhilfe als im Hauptfluss aufgezeigt. In naturnah gestalteten Fischwanderhilfen wurden Fischzönosen dokumentiert, die der Fischzönose der Referenzstrecke des Hauptflusses ähnlicher sind als die Fischzönosen in restaurierten Strecken des Hauptflusses. Es wird empfohlen, bei der Umsetzung von Fischwanderhilfen den Aspekt der

Durchgängigkeit mit lebensraumverbessernden Strukturmaßnahmen zu verbinden.

- An der Illerstufe 8 wurden keine habitatverbessernde Maßnahmen im Fluss umgesetzt, sondern nur eine naturnahe Fischwanderhilfe konstruiert. Zudem reicht der Staubereich des unterhalb folgenden Wasserkraftwerks bis unmittelbar zur Illerstufe 8. Die in den Restaurierungsstrecken dokumentierten hohen Vermehrungsraten gewässertypischer Fischarten wurden im besonders stark anthropogen veränderten Unterwasser der Illerstufe 8 nicht aufgezeigt. Trotz der oben genannten positiven Auswirkungen von naturnah gestalteten Fischwanderhilfen auf die Fischfauna, genügt ein alleiniger Bau einer naturnahen Fischwanderhilfe mit Habitatfunktion nicht, um Fischpopulationen in stark veränderten Flussabschnitten ausreichend zu fördern.
- Auch durch umfangreiche Elektrofischungen können nicht immer alle im Gewässer vorkommenden Arten nachgewiesen werden.
- Viele Fischarten verbringen nicht ihren gesamten Lebenszyklus stationär entweder nur in den Fischwanderhilfen oder im Hauptfluss, sondern führen während des Lebenszyklus komplexe Wechselbewegungen zwischen den Habitaten im Hauptfluss und in den Fischwanderhilfen durch. Die Habitatnutzungen in den Fischwanderhilfen und dem Hauptfluss unterscheiden sich dabei zwischen verschiedenen Fischarten.
- Ob **Äschen** in den Fischwanderhilfen oder im Hauptfluss ablaichen, konnte nicht zweifelsfrei bestimmt werden. Larvale und kleine juvenile Äschen wurden in höheren Anteilen im Hauptfluss dokumentiert, große juvenile und subadulte in höheren Anteilen in den Fischwanderhilfen. Die Fischwanderhilfen werden von Äschen aller Altersklassen kaum als Winterhabitat genutzt.
- **Bachforellen** wurden zahlreich beim Laichen in den naturnah konstruierten Fischwanderhilfen dokumentiert. Larvale und kleine juvenile Bachforellen wurden in den Fischwanderhilfen in höheren Anteilen nachgewiesen als im Hauptfluss, adulte im Hauptfluss in höheren Anteilen. Bei großen juvenilen und subadulten Individuen zeigt sich keine Habitatpräferenz zwischen beiden Gewässerkompartimenten.
- Das Ablaichen von **Huchen** in naturnahen Fischwanderhilfen wurde nachgewiesen. Larvale und kleine juvenile sowie große adulte Huchen wurden ausschließlich im Hauptfluss dokumentiert, große juvenile, subadulte und kleine

adulte sowohl im Hauptfluss als auch in den naturnah konstruierten Fischwanderhilfen. Eine Zunahme der Nachweise von Huchen durch die Restaurierungsmaßnahmen konnte nicht belegt werden.

- **Barben** nutzten im Untersuchungsgebiet ausschließlich Laichhabitate im Hauptfluss, der Grund hierfür wird in einer zu geringen Größe hinsichtlich Gewässerbreite und Dotation der Fischwanderhilfen als geeignetes Laichhabitat gesehen. Larvale und kleine juvenile sowie adulte Barben wurden in höheren Anteilen im Hauptfluss nachgewiesen, große juvenile und subadulte dagegen in den Fischwanderhilfen.
- Unterschiedliche Altersklassen des **Döbels** zeigen geringe Habitatpräferenzen zwischen dem Hauptfluss und den Fischwanderhilfen. Lediglich adulte Individuen wurden im Hauptfluss in höheren Anteilen als in den Fischwanderhilfen dokumentiert. Das Abbläichen von Döbeln in naturnah konstruierten Fischwanderhilfen wurde belegt.
- Das Abbläichen von **Nasen** in naturnah konstruierten Fischwanderhilfen wurde mehrmals dokumentiert. An der Illerstufe 6 nutzten Nasen auch nach der Schaffung von kiesigen Gewässerstrukturen im Hauptfluss ausschließlich Laichhabitate in der Fischwanderhilfe. Weder juvenile, subadulte noch adulte Nasen wurden außerhalb des Laichens, ausgenommen von wenigen juvenilen Einzelindividuen, bei Bestandsaufnahmen in den Fischwanderhilfen nachgewiesen.
- Naturnah gestaltete Fischwanderhilfen können für **Kleinfischarten** wie **Bachschmerle**, **Gründling**, **Mühlkoppe** und **Schneider** geeignete Lebensräume für den gesamten Lebenszyklus sein. Naturnah konstruierte Fischwanderhilfen können auch **stagnophilen Fischarten** wie der **Schleie** geeignete Lebensräume zur Verfügung stellen.

Farbmarkierungen und Wanderdistanzen

- Mit der Schnabel-Methode wurde die Gesamtindividuenzahl von Döbeln mit einer Gesamtlänge über 20 cm im Untersuchungsgebiet auf 4.609 Individuen geschätzt.
- Aufstiege über zwei Fischwanderhilfen hinweg (mindestens 6,2 km) wurden von Bachforelle, Brachse, Huchen, Rutte und Schleie belegt, über drei Fischwanderhilfen hinweg (mindestens 12,9 km) von Äsche, Barbe, Döbel,

Hecht, Nase, Regenbogenforelle, Rotaugen, Rotfeder und Saibling und über vier Fischwanderhilfen hinweg (mindestens 19,5 km) von Flussbarschen.

- Wiederfänge im selben Zählbecken und damit Abstiege über die Wehranlagen mit anschließender Wiederaufwanderung über die Fischwanderhilfen wurden von Äsche, Bachforelle, Barbe, Döbel, Flussbarsch, Hecht, Huchen, Nase, Regenbogenforelle, Saibling und Schleie dokumentiert.

Wanderverhalten

- Es konnte nicht bestimmt werden, welche der Umweltfaktoren konkret für hohe Aufstiegszahlen einer Art verantwortlich sind, da einige der untersuchten Umweltfaktoren auch untereinander korrelieren. Aufgrund der Ausprägungen der Spitzen der mittleren Individuenzahlen und den Ergebnissen der BEST-Analyse werden jedoch die Wassertemperatur und Tageslänge als die Haupteinflussfaktoren auf die Aufstiegszahlen vieler Arten angesehen.
- Die höchsten Individuenzahlen von adulten **Äschen** in den Zählbecken wurden bei Wassertemperaturen zwischen 6,0 und 6,9 °C und zunehmenden Tageslängen von 12:00 bis 13:29 Stunden (ca. 18. März bis 12. April) nachgewiesen, zudem wurden erhöhte Individuenzahlen bei einem niedrigen Luftdruck, steigenden und mittelhohen Abflüssen, mittlerer Globalstrahlung, Vollmond sowie niedrigen Schwebstoffgehalten dokumentiert. Die höchsten Aufstiegszahlen juveniler Äschen wurden bei Wassertemperaturen über 20,0 °C und außerdem bei abnehmenden Tageslängen zwischen 11:59 und 11:30 Stunden aufgezeigt (ca. 25. September bis 04. Oktober). Des Weiteren wurden bei sinkenden oder konstanten und niedrigen Abflüssen, niedrigen bis mittleren Schwebstoffgehalten, niedriger bis mittlerer Globalstrahlung, zunehmendem Mond, hohem und leicht steigendem Luftdruck sowie stark sinkenden Tagesmittelwerten der Totalintensität des Erdmagnetfelds erhöhte Individuenzahlen juveniler Äschen in den Zählbecken dokumentiert.
- Die höchsten Aufstiegszahlen von juvenilen und adulten **Bachforellen** wurden bei hohen Wassertemperaturen über 20,0 °C in den Zählbecken dokumentiert und als Ausweichwanderung interpretiert, außerdem bei adulten bei abnehmenden Tageslängen von 13:59 bis 13:00 Stunden (ca. 21. August bis 08. September) und bei juvenilen bei zunehmenden Tageslängen von 15:00 bis 15:29 Stunden (ca. 11. bis 24. Mai). Bei einem hohen Schwebstoffgehalt

wurden höhere Individuenzahlen von juvenilen Bachforellen in den Zählbecken dokumentiert und bei stark sinkenden Wassertemperaturen sowie bei Neumond von adulten Bachforellen.

- Adulte **Huchen** wurden in den Zählbecken nahezu ausschließlich im Zuge der Laichwanderung dokumentiert und ebenso ausschließlich bei sehr niedrigen oder hohen Schwebstoffgehalten der Iller. Die höchsten Aufstiegszahlen adulter Huchen wurden dabei bei Wassertemperaturen zwischen 8,0 und 11,9 °C sowie zunehmenden Tageslängen von 12:30 bis 13:59 Stunden (ca. 26. März bis 22. April) nachgewiesen. Zudem wurden bei mittlerer Globalstrahlung, mittleren bis hohen Abflüssen sowie an Tagen mit Erderschütterungen mit Magnituden MI über 3,0 höhere Aufstiegszahlen von adulten Huchen aufgezeigt. Juvenile Huchen wurden ebenfalls bei Erderschütterungen mit Magnituden MI über 3,0 sowie bei hohen Wassertemperaturen über 19,0 °C mit höheren mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen.
- Die Aufstiegszahlen von adulten und juvenilen **Regenbogenforellen** in den Zählbecken zeigten nur einen geringen Zusammenhang mit der Wassertemperatur, der Tageslänge und den weiteren betrachteten Umweltfaktoren. Es lassen sich nur wenige Migrationsmuster erkennen und keine Typen von Wanderbewegungen klar zuordnen.
- Die Spitzen der Individuenzahlen in den Zählbecken der **Bachschmerle** lassen sich nicht klar einzelnen Typen von Wanderbewegungen zuordnen, auch wenn Spitzen der Individuenzahlen in Abhängigkeit von der Tageslänge eine Interpretation als Laichwanderung nahelegen. Ein Grund dafür, dass in Abhängigkeit von der Wassertemperatur eine mehrgipflige Verteilung der mittleren Individuenzahl dokumentiert wurde kann darin liegen, dass die Bachschmerle über mehrere Monate hinweg mehrmals in Schüben ablaicht und somit keine einheitliche Laichwanderung stattfindet. Erhöhte Aufstiegszahlen wurden zudem bei stark steigenden Abflüssen über MQ, mittlerer bis hoher Globalstrahlung sowie stark sinkender Totalintensität des Erdmagnetfelds dokumentiert.
- Die höchsten Individuenzahlen von adulten **Barben** wurden in den Zählbecken im Zuge der Laichwanderung registriert. Diese wurde bei Wassertemperaturen zwischen 10,0 und 16,9 °C beginnend ab Anfang Mai dokumentiert und erreichte bei Wassertemperaturen zwischen 12,0 und 13,9 °C im Zeitraum vom

11. Mai bis 21. Juni ihren Höhepunkt. Zudem wurden bei hohen Abflüssen, stark zunehmenden Schwebstoffgehalten, hoher Globalstrahlung, stark fallender Wassertemperatur und niedrigen Windgeschwindigkeiten höhere Individuenzahlen von adulten Barben in den Zählbecken aufgezeigt. Juvenile Barben wurden vor allem bei hohen Wassertemperaturen über 21,0 °C sowie zwischen dem 19. Juli und 21. August in den Zählbecken in hohen Individuenzahlen dokumentiert, zudem wurden bei mittleren und hohen Schwebstoffgehalten, hoher Globalstrahlung, mittlerem bis hohem Luftdruck und stark fallender Wassertemperatur höhere Aufstiegszahlen von juvenilen Barben aufgezeigt.

- Die höchsten Individuenzahlen von **Bitterlingen** in den Zählbecken wurden während des Zeitraums vom 01. bis 11. August, bei Wassertemperaturen über 23,0 °C sowie fallenden Wassertemperaturen, sehr niedrigen sowie stark fallenden Abflüssen, niedrigen bis mittleren Windgeschwindigkeiten, mittlerer bis hoher Globalstrahlung, konstantem und mittlerem Luftdruck und leicht steigender oder sinkender Totalintensität des Erdmagnetfelds registriert. Die Aufstiegsbewegungen des Bitterlings können dabei keinem Wandertyp zugeordnet werden und stehen vermutlich ebenso in keinem Zusammenhang mit dem Ablaichen.
- Es wird davon ausgegangen, dass es sich bei den Spitzen der mittleren Individuenzahlen adulter **Döbel** in den Zählbecken bei einer Wassertemperatur von 12,0 bis 12,9 °C und einer zunehmenden Tageslänge von 15:00 bis 16:02 Stunden (ungefähr 11. Mai bis 21. Juni) um den gleichen Wanderzug handelt und die Laichwanderung darstellt. Adulte Döbel wurden außerdem bei Neumond und fallenden Tagesmittelwerten der Totalintensität des Erdmagnetfelds in höheren Individuenzahlen dokumentiert. Juvenile Döbel wurden bei Wassertemperaturen über 20,0 °C, abnehmenden Tageslängen von 14:59 bis 14:00 Stunden (ungefähr 01. August bis 21. August) und niedrigen Abflüssen in höheren Individuenzahlen in den Zählbecken nachgewiesen. Zudem wurden höhere Individuenzahlen von juvenilen Döbeln bei Neumond, niedrigen bis mittleren Windgeschwindigkeiten, mittlerer Globalstrahlung, konstantem und mittlerem bis hohem Luftdruck sowie sinkender Wassertemperatur dokumentiert.

- Die höchsten Individuenzahlen des **Gründlings** in den Zählbecken wurden bei Wassertemperaturen über 20,0 °C im Hochsommer bei abnehmenden Tageslängen zwischen 16:02 und 14:00 Stunden (ca. 21. Juni bis 21. August) nachgewiesen. Höhere Aufstiegszahlen wurden zudem bei hoher Globalstrahlung, niedrigem Abfluss und Schwebstoffgehalt, konstantem und mittlerem bis hohem Luftdruck sowie niedrigen Windgeschwindigkeiten dokumentiert.
- Von **Lauben** wurden die höchsten mittleren Individuenzahlen in den Zählbecken bei abnehmenden Tageslängen zwischen 14:59 und 12:00 Stunden (ungefähr 01. August bis 25. September) und Wassertemperaturen von 14,0 bis 20,9 °C dokumentiert. Zudem wurden bei konstanten und niedrigen Schwebstoffgehalten, niedrigen Tagesmittelwerten der Windgeschwindigkeit, mittlerer Globalstrahlung, stark fallender Wassertemperatur, Neumond und abnehmendem Mond sowie nicht stark sinkenden oder steigenden und mittleren bis hohen Luftdrücken höhere Individuenzahlen in den Zählbecken aufgezeigt.
- Adulte **Nasen** wurden bis auf wenige Einzelindividuen ausschließlich im Frühjahr während der Laichwanderung in den Zählbecken dokumentiert. Diese begann ab Mitte März bei Wassertemperaturen ab 8,0 °C und erreichte ihren Höhepunkt Anfang bis Mitte April bei Wassertemperaturen von 9,0 bis 9,9 °C, einzelne Nachzügler wurden noch bis in den Mai hinein registriert. Sämtliche adulten Nasen wurden bei sehr niedrigen bis niedrigen Schwebstoffgehalten und größtenteils bei moderat steigenden und mittleren Abflüssen in den Zählbecken dokumentiert. Juvenile Nasen wurden mit den höchsten Individuenzahlen im Hochsommer bei hohen bis sehr hohen Wassertemperaturen in den Zählbecken nachgewiesen. Außerdem wurden höhere Aufstiegszahlen juveniler Nasen bei sehr niedrigen und sehr hohen Abflüssen und steigendem Luftdruck aufgezeigt.
- Die Hauptwanderbewegung von adulten **Rotaugen** wurde von Mitte April bis Anfang Mai bei Wassertemperaturen von 10,0 bis 10,9 °C aufgezeigt, wobei von einem Zusammenhang mit dem Ablachen ausgegangen wird. Weitere Spitzen der Individuenzahlen in den Zählbecken wurden im August und Oktober dokumentiert und können keinem Wandertyp zugeordnet werden. Zudem wurden höhere Aufstiegszahlen von adulten Rotaugen bei hohen sowie stark

fallenden oder steigenden Abflüssen, mittleren bis hohen Schwebstoffgehalten, mittlerer bis hoher Globalstrahlung, mittleren Tagesmittelwerten der Windgeschwindigkeit sowie stark fallenden oder steigenden Wassertemperaturen aufgezeigt. Juvenile Rotaugen wurden mit den höchsten Individuenzahlen zwischen dem 01. und 11. August in den Zählbecken dokumentiert, dabei jedoch bei niedrigeren Wassertemperaturen (15,0 bis 18,9 °C) als andere untersuchte *Cypriniformes*. Zudem wurden höhere Aufstiegszahlen von juvenilen Rotaugen bei hoher Globalstrahlung und konstantem Luftdruck in den Zählbecken dokumentiert.

- Aufstiege von juvenilen und adulten **Schleien** wurden größtenteils im Sommer zwischen Mai und September nachgewiesen und zeigten dabei einen geringen Zusammenhang mit der Wassertemperatur, solange diese bei adulten Individuen zwischen 14,0 und 21,9 °C und bei juvenilen über 15,0 °C lag. Aufstiege von adulten Schleien wurden außerdem zahlreicher bei hoher Globalstrahlung sowie Abflüssen über MQ dokumentiert. Höhere Aufstiegszahlen von juvenilen Schleien wurden bei niedrigen und sehr hohen Abflüssen sowie hohen Schwebstoffgehalten, konstantem und mittlerem oder hohem Luftdruck sowie stark fallender Wassertemperatur aufgezeigt.
- Die höchsten Aufstiegszahlen des **Schneiders** wurden im Sommer und frühen Herbst vom 21. Juni bis 25. September registriert, mit zwei Spitzen bei Wassertemperaturen von 19,0 bis 19,9 °C und über 23,0 °C. Zudem wurden höhere Aufstiegszahlen bei moderat steigendem oder fallendem Abfluss, niedrigen und mittleren Tagesmittelwerten der Windgeschwindigkeit, stark sinkender sowie moderat steigender Wassertemperatur und konstanter bis leicht fallender oder steigender Totalintensität des Erdmagnetfelds aufgezeigt.
- Die höchsten Aufstiegszahlen von adulten **Flussbarschen** wurden Mitte September bei Wassertemperaturen von 15,0 bis 17,9 °C dokumentiert und sind dabei von unbekannter Motivation. Zudem wurden höhere Aufstiegszahlen von adulten Flussbarschen bei niedrigen Abflüssen und Tagesmittelwerten der Windgeschwindigkeit, Neumond und zunehmendem Mond, moderat sinkenden und steigenden Schwebstoffgehalten, mittlerer Globalstrahlung sowie konstantem und mittlerem bis hohem Luftdruck aufgezeigt. Juvenile Flussbarsche wurden, ähnlich wie ein Großteil der betrachteten juvenilen *Cypriniformes*, mit den höchsten mittleren Individuenzahlen von Mitte Juli bis

Mitte August bei Wassertemperaturen über 20,0 °C in den Zählbecken nachgewiesen. Höhere Aufstiegszahlen von juvenilen Flussbarschen wurden zudem bei sehr niedrigen Abflüssen, Neumond und stark sinkender Wassertemperatur dokumentiert.

- Die höchsten Aufstiegszahlen von adulten **Hechten** wurden vom 26. März bis 12. April bei Wassertemperaturen zwischen 5,0 und 11,9 °C nachgewiesen und stehen in einem deutlichen Zusammenhang mit deren Laichwander- und Laichphase. Zudem wurden erhöhte Aufstiegszahlen von adulten Hechten bei leicht erhöhten Abflüssen über MQ und mittlerer Globalstrahlung dokumentiert. Aufstiege von juvenilen Hechten wurden bei einem weiten Temperaturspektrum größtenteils im Sommer und Herbst zwischen dem 30. August und 10. November bei stark sinkenden Schwebstoffgehalten registriert und konnten keinem Wandertyp zugeordnet werden. Bei hoher Globalstrahlung wurden deutlich abnehmende Aufstiegszahlen von juvenilen Hechten aufgezeigt.
- Es wird davon ausgegangen, dass auf die Individuenzahl von **Mühlkoppfen** in den Zählbecken der Abfluss und der Schwebstoffgehalt einen größeren Einfluss zeigen als die Wassertemperatur und Tageslänge. Hohe Individuenzahlen wurden bei sehr hohen Abflüssen und Schwebstoffgehalten sowie stark fallenden Abflüssen und stark fallenden oder steigenden Schwebstoffgehalten dokumentiert.

Erarbeitung eines auf andere Flüsse übertragbaren Konzepts zur Förderung potamodromer Fischarten

- Zur Förderung potamodromer Fischarten in staugeprägten Fließgewässern des Donaueinzugsgebiets wird ein auf drei Säulen basierendes Konzept empfohlen. Da verschiedene Fischarten Schlüsselhabitate in unterschiedlichen Gewässerkompartimenten nutzen, müssen Schlüsselhabitate sowohl im Hauptfluss als auch in Nebengewässern und Seitenarmen vorhanden sein. Die erste Säule wird durch die Schaffung geeigneter Schlüsselhabitate im Hauptstrom gebildet, die zweite durch die Schaffung der Durchgängigkeit mittels Fischwanderhilfen und die dritte durch die Anbindung und Schaffung von Schlüsselhabitaten in naturnahen Fischwanderhilfen, Seitenarmen und Nebengewässern. Da belegt wurde, dass verschiedene untersuchte Fischarten Schlüsselhabitate ihrer Lebenszyklen auf artspezifisch unterschiedliche Art und

Weise sowohl im Hauptfluss als auch in Seitenarmen nutzen, müssen bei Restaurierungsprojekten die Anforderungen der Zielfischarten auf Artebene betrachtet werden. Es wurde gezeigt, dass eine alleinige Schaffung von Schlüsselhabitaten im Hauptfluss oder in Seitenarmen, wie naturnahen Fischwanderhilfen, nicht zielführend ist, da damit den dokumentierten komplexen Wechselbewegungen der betrachteten potamodromen Fischarten zwischen verschiedenen Gewässerkompartimenten und deren Schlüsselhabitaten nicht gerecht wird.

9. Recap of important results and findings

Recordings of the fish stockings: Habitat uses in the main river and the fish-bypass channels and the effects of the restauration measures on the fish stocks of the investigated river stretches

- Despite the extensive monitoring program, a clear effect of the measurements in the restored river stretches on the investigated fish species cannot be verified. The main reason for this are high yearly fluctuations in the numbers of catches due to abiotic factors like unfavorable flow conditions. Though, the high reproduction numbers in 2019 verified, that after the implementations of the measurements, all key habitats for a successful reproduction of the investigated fish species were present in adequate quality for the documented high reproduction rates in the restored river stretches.
- An increase of the species diversity by nature-like fish-bypass channels was proven in strongly anthropogenic altered river stretches. In nature-like fish-bypass channels, fish stocks have been substantiated, which are more like the fish stock of the reference river stretch than the fish stocks of the restored stretches of the main river. For the construction of fish-bypass channels it is recommended to connect the aspect of the connectivity with habitat improving structural measures.
- The high reproduction rates that have been proven in the restored river stretches have not been documented in the particularly strong anthropogenic altered tailwater of the Illerstufe 8. No habitat-improving measures were implemented in the river there, but only a nature-like fish-bypass channel was

constructed. Despite the above-mentioned positive effects of nature-like fish-bypass channels on the fish fauna, the construction of a nature-like fish-bypass channel with habitat functions alone is not enough to support fish populations adequately in strongly altered river sections.

- Even through extensive electrofishing, it is not always possible to detect all species present in the river section.
- Many fish species do not spend their entire life cycle stationary either only in the fish-bypass channels or in the main river but perform complex interactions between the habitats in the main river and in the fish-bypass channels during their life cycle. The habitat uses between the fish-bypass channels and the main river differ between different fish species.
- Whether **grayling** (*Thymallus thymallus*) spawn in the fish-bypass channels or in the main river cannot be determined beyond doubt. Larval and small juvenile grayling were documented in higher proportions in the main river, large juvenile and subadult grayling in higher proportions in the fish-bypass channels. The fish-bypass channels are hardly used as winter habitat by grayling of all sizes.
- **Brown trout** (*Salmo trutta fario*) have been documented in large numbers during spawning in the nature-like fish-bypass channels. Larval and small juvenile brown trout were substantiated in higher proportions in the fish-bypass channels than in the main river, adult brown trout were proven in higher proportions in the main river. Large juvenile and subadult individuals show no habitat preference between the two water compartments.
- The spawning of **Danube salmon** (*Hucho hucho*) in nature-like fish-bypass channels was verified. Larval and small juvenile as well as large adult Danube salmon were documented solely in the main river. Large juvenile, subadult and small adult Danube salmon were documented both in the main river and in the nature-like fish-bypass channels. An increase in the detection of Danube salmon as a result of the restoration measures could not be proven.
- In the study area, **barbels** (*Barbus barbus*) only use spawning habitats in the main river. As the reason it is considered that the fish-bypass channels are too small for being a suitable spawning habitat for barbels. Larval and small juvenile and adult barbels were documented in higher proportions in the main river, whereas large juvenile and subadult barbels were proven in higher proportions in the fish-bypass channels.

- Minor habitat preferences between the main river and the fish-bypass channels were documented for different age groups of **chubs** (*Squalius cephalus*). The spawning of chubs in nature-like fish-bypass channels was proven.
- The spawning of **nase** (*Chondrostoma nasus*) in nature-like fish-bypass channels was regularly documented. At Illerstufe 6, even after the restoration of the main river, nase only used spawning habitats in the fish-bypass channel. Neither juvenile, subadult nor adult nase were found in the fish-bypass channels beyond spawning, except for a few juvenile individuals.
- In nature-like fish-bypass channels, suitable key habitats for the entire life cycle of small fish species such as **loach** (*Barbatula barbatula*), **gudgeon** (*Gobio gobio*), **bullhead** (*Cottus gobio*) and **spirlin** (*Alburnoides bipunctatus*) can be available. Nature-like fish-bypass channels can also provide suitable habitats for stagnophilic fish species such as **tench** (*Tinca tinca*).

Dye injections and migration distances

- With the Schnabel method, the number of chubs with a total length over 20 cm within the project area was estimated at 4,609 individuals.
- Migrations over two fish-bypass channels (at least 6.2 km) have been proven by brown trout, bream (*Abramis brama*), Danube salmon, burbot (*Lota lota*) and tench, over three fish-bypass channels (at least 12.9 km) by grayling, barbel, chub, pike (*Esox lucius*), nase, rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), roach (*Rutilus rutilus*), rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) and char (*Salvelinus sp.*) and over four fish-bypass channels (at least 19.5 km) by European perch (*Perca fluviatilis*).
- Recaptures in the same counting pools and thus descents over the weirs with subsequent re-migrations via the fish-bypass channels were documented by grayling, brown trout, barbel, chub, perch, pike, Danube salmon, nase, rainbow trout, char and tench.

Migration behavior

- It cannot be determined which of the environmental factors are specifically responsible for high ascension rates of a species. However, based on the characteristics of the peaks of the mean individual numbers and the results of the BEST analysis, water temperature and day length are considered to be the main factors influencing the ascent rates of many species.

- The highest numbers of adult **grayling** in the counting pools were recorded at water temperatures between 6.0 and 6.9 °C and increasing day lengths from 12:00 to 13:29 hours (approx. 18 March to 12 April). In addition, increased numbers were documented at low atmospheric pressure, rising water flow, medium global radiation, full moon and low suspended matter levels. The highest numbers of juvenile grayling were recorded in the counting pools at water temperatures above 20.0 °C and decreasing day lengths between 11:59 and 11:30 hours (approx. 25 September to 04 October). Furthermore, increased numbers of juvenile graylings were documented in the counting pools at decreasing or constant and low discharges, low to medium suspended matter levels, low to medium global radiation, waxing moon, high and slightly increasing air pressure as well as strongly decreasing daily mean values of the total intensity of the geomagnetic field.
- The highest numbers of ascents of juvenile and adult **brown trout** were documented in the counting pools at high water temperatures above 20.0 °C and interpreted as an evasive migration. Furthermore, for adults the highest numbers were recorded at decreasing day lengths of 13:59 to 13:00 hours (approx. 21 August to 08 September) and for juveniles at increasing day lengths of 15:00 to 15:29 hours (approx. 11 to 24 May). Higher individual numbers of juvenile brown trout were also documented in the counting pools at high suspended matter levels and at strongly decreasing water temperatures and of adult brown trout at new moon.
- Adult **Danube salmon** were verified in the counting pools almost exclusively during its spawning season and also exclusively at very low or high suspended matter levels. The highest mean numbers were found at water temperatures between 8.0 and 11.9 °C and increasing day lengths from 12:30 to 13:59 hours (approx. 26 March to 22 April). In addition, higher ascent rates of adult Danube salmon were documented at medium global radiation, medium to high flow and on days with earth tremors with magnitudes MI above 3.0. Juvenile Danube salmon were detected in the counting pools with higher mean numbers of individuals during earth tremors with magnitudes MI above 3.0 and at high water temperatures above 19.0 °C.
- Numbers of ascending adult and juvenile **rainbow trout** in the counting pools showed only a slight correlation with water temperature, day length and other

environmental factors considered. Minor migration patterns could be identified and no types of migration could be clearly assigned.

- The peaks in the numbers of **loach** in the counting pools cannot be clearly assigned to the different types of migrations, even if peaks depending on the daylength suggest an interpretation as a spawning migration. One reason for the fact that depending on water temperature a multi-peak distribution of the mean number of individuals has been documented may be that the loach spawns several times in thrusts over a period of several months and thus no uniform spawning migration takes place. Increased numbers of ascents have also been documented with strongly rising river flows above MQ, medium to high global radiation and strongly decreasing total intensity of the geomagnetic field.
- The highest numbers of adult **barbels** were recorded in the counting pools during their spawning migration, which was documented at water temperatures between 10.0 and 16.9 °C starting from the beginning of May and reached its peak at water temperatures between 12.0 and 13.9 °C in the period from 11 May to 21 June. In addition, higher numbers of adult barbels were recorded in the counting pools at high flow rates, strongly increasing suspended matter levels, high global radiation, strongly falling water temperatures and low wind speeds. Juvenile barbels were documented in high numbers in the counting pools between 19 July and 21 August, especially at high water temperatures above 21.0 °C. Further, higher numbers of juvenile barbels were recorded at medium and high suspended matter levels, high global radiation, medium to high air pressure and strongly sinking water temperatures.
- The highest numbers of **bitterlings** (*Rhodeus amarus*) were recorded in the counting pools during the period from 1 to 11 August at water temperatures above 23.0 °C as well as falling water temperatures, very low as well as strongly sinking water flow, low to medium wind speeds, medium to high global radiation, constant and medium air pressure and slightly increasing or decreasing total intensity of the geomagnetic field. The ascending movements of the bitterling cannot be assigned to any migratory type and are probably not related to spawning.
- It is assumed that the peaks of the mean individual numbers of adult **chubs** in the counting pools at a water temperature of 12.0 to 12.9 °C and an increasing

day length of 15:00 to 16:02 hours (approx. 11 May to 21 June) are the same movement and represent the spawning migration. Adult chubs were also documented in higher mean numbers of individuals at new moon and decreasing daily mean values of the total intensity of the geomagnetic field. Juvenile chubs were verified with high numbers of individuals in the counting pools in midsummer at water temperatures above 20.0 °C, decreasing day lengths from 14:59 to 14:00 hours (approximately between 01 August and 21 August) and low water flow. In addition, juvenile chubs were documented in higher numbers of individuals at new moon, low to medium wind speeds, medium global radiation, constant medium to high air pressure and decreasing water temperature.

- The highest individual numbers of **gudgeons** in the counting pools were found at water temperatures above 20.0 °C in midsummer at decreasing day lengths between 16:02 and 14:00 hours (approx. 21 June to 21 August). Higher numbers of ascent individuals were also documented at high global radiation, low discharge and suspended matter content as well as constant medium to high air pressure and low wind speeds.
- Of **bleaks** (*Alburnus alburnus*), the highest mean numbers of individuals in the counting pools were recorded at decreasing day lengths between 14:59 and 12:00 hours (approx. 01 August to 25 September) and water temperatures of 14.0 to 20.9 °C. In addition, higher ascent rates were verified at constant and low suspended matter levels, low daily medium wind speeds, average global radiation, strongly falling water temperatures and not strongly decreasing or increasing and medium to high air pressures.
- Adult **nase** were, except for a few single individuals, only documented in the counting pools in spring during their spawning migration. This began in mid-March at water temperatures of 8.0 to 8.9 °C and reached its peak at the beginning of April at water temperatures of 9.0 to 9.9 °C. Single stragglers were recorded until May. All adult nase were detected in the counting pools at very low to low suspended matter levels and for the most part at moderately increasing and medium water flow. Juvenile nase were detected in the counting pools with the highest mean numbers of individuals in midsummer at high to very high water temperatures. In addition, higher numbers of ascending juvenile

nase were documented at very low and very high water flows and increasing air pressure.

- The main migratory movement of adult **roaches** was observed in April and May at water temperatures of 10.0 to 10.9 °C, with being assumed to be associated with the spawning process. Further peaks of the numbers of individuals in the counting pools were documented in August and October and cannot be assigned to any migration type. In addition, higher numbers of adult roaches were recorded at high as well as strongly falling or rising water flows, medium to high suspended matter levels, medium to high global radiation, medium daily mean wind speeds and strongly falling or rising water temperatures. Juvenile roaches were documented with the highest numbers of individuals in the counting pools between 01 August and 11 August, but at lower water temperatures (15.0 to 18.9 °C) than other *Cypriniformes* investigated. In addition, higher numbers of juvenile roaches were documented at high global radiation and constant air pressure.
- Ascents of juvenile and adult **tench** were detected mostly in summer between May and September and showed little correlation with water temperature if it was between 14.0 and 21.9 °C in adult individuals and above 15.0 °C in juveniles. Ascents of adult tench were also documented in higher numbers of individuals at high global radiation and water flow above MQ. Higher numbers of ascending juvenile tench were recorded at low and very high water flows as well as high suspended matter levels, constant and medium or high atmospheric pressure and strongly decreasing water temperature.
- The highest ascent rates of **spirlin** were recorded in summer and early autumn from 21 June to 25 September, with two peaks at water temperatures of 19.0 to 19.9 °C and over 23.0 °C. In addition, higher numbers of ascending individuals were recorded at moderately increasing or decreasing water flows, low and medium daily mean wind speeds, strongly decreasing as well as moderately increasing water temperatures and constant to slightly decreasing or increasing total intensity of the geomagnetic field.
- The highest ascent rates of adult **European perch** have been documented mid September at water temperatures of 15.0 to 17.9 °C and are of unknown motivation. In addition, higher ascent rates of adult European perch were recorded at low water flows and daily mean wind speeds, new moon and waxing

moon, moderately decreasing and increasing suspended matter levels, medium global radiation and constant and medium to high air pressures. Juvenile European perches were detected with the highest numbers of individuals in the counting pools from mid-July to mid-August at water temperatures above 20.0 °C, similar to the majority of juvenile *Cypriniformes*. Higher numbers of juvenile European perch were also documented at very low flows, new moon and strongly decreasing water temperatures.

- The highest numbers of ascending adult **piques** were recorded between 26 March and 12 April at water temperatures between 5.0 and 11.9 °C and are related to the spawning migration. In addition, increased numbers of adult pike in the counting pools were documented at slightly increasing water flow above MQ and medium global radiation. Ascents of juvenile pike were recorded at a wide temperature spectrum mostly in summer and autumn between 30 August and 10 November at strongly decreasing suspended matter levels and cannot be assigned to any migration type. At high global radiation levels, clearly decreasing ascent numbers of juvenile pike were verified.
- On the numbers of **bullheads** in the counting pools, the water flow and suspended matter content showed a greater influence than water temperature and day length. High numbers of individuals were documented with very high water flows and suspended matter content as well as strongly falling water flows and strongly falling or rising suspended matter contents.

Development of a concept for the support of potamodromous fish species

- A three-pillar approach is recommended to support potamodromous fish species in dammed rivers in the Danube catchment area. Since different fish species use key habitats in different water body compartments, key habitats must be present in both the main river and in side waters. The first pillar is formed by creating suitable key habitats in the main river, the second by creating passability with fish-bypass channels and the third by connecting and creating key habitats in nature-like fish-bypass channels and natural tributary waters and side arms. It has been shown that the creation of key habitats alone in the main river or in side waters, such as natural-like fish-bypass channels, is not effective, as it does not do justice to the documented complex interrelations between

different water compartments and their key habitats by the examined potamodromous fish species.

10. Danksagung

Ich möchte mich stellvertretend für alle Personen, die an dem Zustandekommen der vorliegenden Arbeit beteiligt waren, herzlich bei den folgenden Personen und Institutionen bedanken:

Prof. Dr. Arne Friedmann für die intensive Betreuung der Arbeit und die vielen hilfreichen Ratschläge, Anmerkungen und Gespräche.

Prof. Dr. Karl-Friedrich Wetzel für die enge Zusammenarbeit, seine Hilfsbereitschaft und die Koordination und Betreuung meiner Stelle am Institut für Geographie sowie für die Bereitschaft, die Zweitbegutachtung der Dissertation zu übernehmen.

Prof. Dr. Hubert Keckeis für seine Bereitschaft, die Drittbegutachtung der Dissertation zu übernehmen.

Dr. Oliver Born und seinem Team der Fischereifachberatung des Bezirks Schwaben für die intensive fachliche Betreuung, die unzähligen Telefonate, die vielen gemeinsamen Vorträge und Veröffentlichungen und die Förderung und Unterstützung vor und während der gesamten Arbeit.

Ralf Klocke und Prof. Dr. Frank Pöhler sowie der gesamten LEW Wasserkraft GmbH für die Mitfinanzierung der vorliegenden Arbeit im Rahmen der Projekte „Geschiebemanagement an der Iller“ (2015 - 2016), des EU LIFE+ Projekts ISOBEL (Integrated SOlutions for BEd Load management, LIFE15 ENV/DE/000162, 2016 - 2019) sowie „Fischzählung an der Iller“ (2019 - 2020). Besonders Herrn Ralf Klocke für die dauerhafte Unterstützung vor und während der Arbeit, die gute Zusammenarbeit und die Ermöglichung der Teilnahme an etlichen Symposien und Fachtagungen.

Dr. Dagobert Smija und Olav König für ihre intensive Unterstützung vor und während der Arbeit, die vielen gemeinsamen Termine, die fachlichen Hilfestellungen und die fruchtbare Zusammenarbeit.

Größter Dank gilt dem „Zählteam“ an der Iller für die Mitarbeit bei den täglichen Kontrollen der Zählbecken, Elektrofischungen und vieler weiteren Arbeiten. Tobi Aicher, Wolfgang Bosin, Matthias Fischer, Dietmar Kratochwil (†), Peter Müller, Johannes Naumann, Willy Nowotny, Klaus Robertz, Bertram Schallner, Stephan Schmidt, Max Thanner, Simon Weishaupt und Sepp Zedelmayer ohne euch wäre diese Arbeit nicht möglich gewesen. Vielen Dank für eure immerwährende Arbeitsbereitschaft und Motivation, täglich bei den fischereibiologischen Untersuchungen mitzuarbeiten, euch dafür zu allen Tages- und Jahreszeiten Zeit zu nehmen und dass ich immer auf euch zählen konnte. Unsere Zusammenarbeit war nicht nur von Arbeit, sondern auch von viel Spaß und intensiven Freundschaften geprägt, die hoffentlich noch lange über das Projekt hinaus bestehen bleiben. Ebenso gilt dieser Dank den Fischereivereinen Memmingen und Neugablonz für die Abrechnung der Arbeitsstunden.

Wolfgang Merkel, Dr. Philipp Stojakowits und Michal Tsigaridas für die gute Zusammenarbeit in der Projektgruppe ISOBEL und die gemeinsamen Veröffentlichungen.

Thomas Lechner, Nicole Kalinowski, Günter Schuster, Julian Hertel und Viktoria Kobel vom IBF Umwelt für die Unterstützung bei den Elektrofischungen der Iller und der Fischwanderhilfen sowie bei der Kontrolle der Zählbecken.

Prof. Dr. Gernot Müller und Johannes Fasching für die sehr intensive statistische Betreuung und den Hilfestellungen bei den GLMs und dem Programm r während etlicher Termine im Rahmen der statistischen Beratung des Lehrstuhls für Rechenorientierte Statistik und Datenanalyse.

Prof. Dr. Jürgen Geist, Dr. Joachim Pander und Dr. Melanie Müller für die fachlichen Hilfestellungen und die statistische Beratung.

PD Dr. Christoph Beck und Prof. Dr. Yarema Okhrin für die statistische Unterstützung.

Martin Schuhmacher und Reinhard Konrad stellvertretend für den Bautrupps der LEW Wasserkraft GmbH sowie Josef Weimer, Franz Graf und Wolfgang Heckelsmüller stellvertretend für das Kraftwerkspersonal der Illerstaustufen für die ständige Unterstützung der Arbeiten vor Ort, vor allem für die Wartung der Zählbecken und Fischwanderhilfen sowie die intensive Unterstützung der Elektrofischungen durch das Zurverfügungstellen und Bereithalten von Booten, Motoren und Kraftstoff.

Wolfgang Häusele für die Planung und Konstruktion der Zählbecken sowie deren Wartung bei Defekten.

Den Fischereiberechtigten des Untersuchungsgebiets, dem Fischereiverein Neugablonz e. V., Berndt Öhler, Familie Mulzer, Familie Meyer und Karl-Heinz Gudat sowie dem Bezirksfischereiverein Memmingen e. V. für die Erlaubnis, in ihren Fischgewässern die Untersuchungen und Elektrobefischungen durchzuführen, die hohe Kooperationsbereitschaft sowie die Mitarbeit bei den Elektrobefischungen.

Dem Landesfischereiverband Bayern e. V. für die freundliche Genehmigung, die Fischzeichnungen von Herrn Matthias von Lonski für die vorliegende Arbeit verwenden zu dürfen.

Dem EU LIFE+ Projekt ISOBEL (Integrated SOLutions for BEd Load management, LIFE15 ENV/DE/000162, 2016 - 2019) für die finanzielle Förderung der vorliegenden Arbeit.

Meinen Eltern und meiner Familie für ihre immerwährende Unterstützung.

11. Literaturverzeichnis

- Aarestrup, K., Lucas, M. C., & Hansen, J. A. (2003). Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecology of freshwater fish*, 12(3), 160-168.
- Aarts, B. G., Van Den Brink, F. W., & Nienhuis, P. H. (2004). Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: the transversal floodplain gradient. *River research and Applications*, 20(1), 3-23.
- Abel, D. (2014). Verkehrsweg Rhein-Geschiebemanagement und morphodynamische Fragestellungen. Herausforderung Sedimenttransport-Methoden und Konzepte im Flussbau, 1-6.
- Adam, B., Bosse, R., Dumont, U., Göhl, C., Görlach, J., Heimerl, S., Kalusa, B., Krüger, F., Redeker, M., Schwevers, U. & Sellheim, P. (2014). Merkblatt DWA-M 509 Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke: Gestaltung, Bemessung und Qualitätssicherung. DWA-Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 332S.
- Adam, B., & Lindemann, C. (2010). Verträglichkeit von Markierungsmethoden für Fische. *Tierärztliche Umschau*, 65(3), 124-130.
- Agostinho, A. A., Agostinho, C. S., Pelicice, F. M., & Marques, E. E. (2012). Fishladders: safe fish passage or hotspot for predation?. *Neotropical Ichthyology*, 10(4), 687-696.
- Agostinho, C. S., Pelicice, F. M., Marques, E. E., Soares, A. B., & de Almeida, D. A. A. (2011). All that goes up must come down? Absence of downstream passage through a fish ladder in a large Amazonian river. *Hydrobiologia*, 675(1), 1.
- Agostinho, C. S., Agostinho, A. A., Pelicice, F., Almeida, D. A. D., & Marques, E. E. (2007c). Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology*, 5(2), 205-213.
- Agostinho, A. A., Marques, E. E., Agostinho, C. S., Almeida, D. A. D., Oliveira, R. J. D., & Melo, J. R. B. D. (2007 b). Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes?. *Neotropical Ichthyology*, 5(2), 121-130.
- Agostinho, C. S., Pereira, C. R., Oliveira, R. J. D., Freitas, I. S., & Marques, E. E. (2007a). Movements through a fish ladder: temporal patterns and motivations to move upstream. *Neotropical Ichthyology*, 5(2), 161-167.
- AG-FAH (2011). Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 87 S.
- Ahnelt, H., & Keckeis, H. (1994). Breeding tubercles and spawning behaviour in *Chondrostoma nasus* (Teleostei: Cyprinidae): a correlation. *Ichthyol. Explor. Freshwat.*, 5, 321-330.

- Alabaster, J. S., & Lloyd, R. S. (2013). Water quality criteria for freshwater fish (No. 3117). Elsevier.
- Alexandre, C. M., Quintella, B. R., Silva, A. T., Mateus, C. S., Romão, F., Branco, P., Ferreira M.T., & Almeida, P. R. (2013). Use of electromyogram telemetry to assess the behavior of the Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner, 1864) in a pool-type fishway. *Ecological Engineering*, 51, 191-202.
- Alexy, M. (2012). Feststofftransportmodell zur Simulation von Geschiebezugaben in der Erosionsstrecke der Elbe. Poster präsentiert bei: Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, 10. und 11. Oktober 2012 in Hamburg.
- Andersson, K. G., Brönmark, C., Herrmann, J., Malmqvist, B., Otto, C., & Sjöström, P. (1986). Presence of sculpins (*Cottus gobio*) reduces drift and activity of *Gammarus pulex* (Amphipoda). *Hydrobiologia*, 133(3), 209-215.
- Arismendi, I., Penaluna, B., Gomez-Uchida, D., Di Prinzio, C., Rodríguez-Olarte, D., Carvajal-Vallejos, F. M., ... & Caramaschi, E. P. (2019). Trout and Char of South America. *Trout and Char of the World*, 1-33.
- Armstrong, J. D., Kemp, P. S., Kennedy, G. J. A., Ladle, M., & Milner, N. J. (2003). Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries research*, 62(2), 143-170.
- Arnekleiv, J. V., & Kraabøl, M. (1996). Migratory behaviour of adult fast-growing brown trout (*Salmo trutta*, L.) In relation to water flow in a regulated Norwegian river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12(1), 39-49.
- Arnold, O., Blau, H., Grotz, W., Schlauß, M., Schneider, M. & Schöpfer, C. (2006). Die Sanierung der Unteren Iller - Grundwasseranhebung und Renaturierung unter schwierigen Randbedingungen. *WasserWirtschaft*, 11/2006.
- Baer, J. (2019). Benötigen potamodrome Fische überhaupt die Durchgängigkeit? 30. SVK - Fischereitagung 2019.
- Bailey, M. M. (1972). Age, growth, reproduction, and food of the burbot, *Lota lota* (Linnaeus), in southwestern Lake Superior. *Transactions of the American Fisheries Society*, 101(4), 667-674.
- Bain, M. (1992). Study Designs and Sampling Techniques for Community-Level Assessment of Large Rivers. 5th Annual Technical Info. Workshop. Hrsg. North Amer. Benthological Soc., Louisville, Kentucky.
- Balon, E. K. (1995). Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio*: from Roman gourmets to the swimming flowers. *Aquaculture*, 129(1-4), 3-48.
- Bănăduc, D., Răchită, R., Curtean-Bănăduc, A., & Gheorghe, L. (2013). The species *Hucho hucho* (Linnaeus, 1758), (*Salmoniformes*, *Salmonidae*) in Ruscova River (Northern Romanian Carpathians). *Acta Oecologica Carpatica*, 6, 149-166.

- Baras, E., & Cherry, B. (1990). Seasonal activities of female barbel *Barbus* (L.) in the River Ourthe (Southern Belgium), as revealed by radio tracking. *Aquatic Living Resources*, 3(4), 283-294.
- Baras, E., Lambert, H., & Philippart, J. C. (1994). A comprehensive assessment of the failure of *Barbus barbus* spawning migrations through a fish pass in the canalized River Meuse (Belgium). *Aquatic Living Resources*, 7(3), 181-189.
- Baras, E. (1997). Environmental determinants of residence area selection by *Barbus* in the River Ourthe. *Aquatic Living Resources*, 10(4), 195-206.
- Baras, E., & Nindaba, J. (1999). Diel dynamics of habitat use by riverine young-of-the-year *Barbus barbus* and *Chondrostoma nasus* (Cyprinidae). *Archiv für Hydrobiologie*, 146(4), 431-448.
- Barlaup, B. T., Gabrielsen, S. E., Skoglund, H., & Wiers, T. (2008). Addition of spawning gravel—a means to restore spawning habitat of atlantic salmon (*Salmo salar* L.), and anadromous and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) in regulated rivers. *River Research and Applications*, 24(5), 543-550.
- Bash, J., Berman, C. H., & Bolton, S. (2001). Effects of turbidity and suspended solids on salmonids. University of Washington Water Center.
- Bašić, T., Britton, J. R., Rice, S. P., & Pledger, A. G. (2017). Impacts of gravel jetting on the composition of fish spawning substrates: Implications for river restoration and fisheries management. *Ecological engineering*, 107, 71-81.
- Baumgartner, L., Bettanin, M., McPherson, J., Jones, M., Zampatti, B., & Beyer, K. (2010). Assessment of an infrared fish counter (Vaki Riverwatcher) to quantify fish migrations in the Murray-Darling Basin. NSW Department of Primary Industries.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2015). Wasserkörper-Steckbrief Flusswasserkörper 1_F008_BW (Bewirtschaftungszeitraum 2016–2021).
- Bayrle, H. (2007). Süßwasserfische, Muscheln, Krebse. Heintges Lehr- und Lernsysteme GmbH, D-95615 Marktredwitz.
- Beaudoin, C. P., Tonn, W. M., Prepas, E. E., & Wassenaar, L. I. (1999). Individual specialization and trophic adaptability of northern pike (*Esox lucius*): an isotope and dietary analysis. *Oecologia*, 120(3), 386-396.
- Beaumont, W. R. C., Taylor, A. A. L., Lee, M. J., & Welton, J. S. (2002). Guidelines for electric fishing best practice. Environment Agency R&D Technical Report W2-054/TR.
- Becker-Haumann, R. (1998). Das älteste Pleistozän im Illergletscher-Vorland - Neue Ergebnisse zur Stratigraphie und Paläogeographie der Biberkaltzeit im schwäbischen Alpenvorland. *E&G–Quaternary Science Journal*, 48(1).

- Becker, R., & Rebsch, S. (2006). Wasserrahmenrichtlinie überall - Die Anwendung der Richtlinie in verschiedenen Rechtsbereichen. Wassernetz NRW, Handbuch Wasserrahmenrichtlinie Nordrhein-Westfalen.
- Bell, A. M., & Sih, A. (2007). Exposure to predation generates personality in threespined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*). *Ecology Letters*, 10(9), 828-834.
- Bell, M. C. (1990). Fisheries handbook of engineering requirements and biological criteria. CORPS OF ENGINEERS PORTLAND OR NORTH PACIFIC DIV.
- Bendall, B., Moore, A., & Quayle, V. (2005). The post-spawning movements of migratory brown trout *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology*, 67(3), 809-822.
- Benitez, J. P., Matondo, B. N., Dierckx, A., & Ovidio, M. (2015). An overview of potamodromous fish upstream movements in medium-sized rivers, by means of fish passes monitoring. *Aquatic Ecology*, 49(4), 481-497.
- Berrebi, P., Marić, S., Snoj, A., & Hasegawa, K. (2020). Brown trout in Japan– introduction history, distribution and genetic structure. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (421), 18.
- Berg, S., Jeppesen, E., & Søndergaard, M. (1997). Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool 1. Effects on the fish population in Lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia*, 342, 311-318.
- Binder, W., Gröbmaier, W., & Lintzmeyer, K. (2015). Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung ausgebauter Alpenflüsse-am Beispiel der Isar im Mühlal/südlich von München. *Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt*, 80. Jahrgang, 39-62.
- Bisazza, A., & Marconato, A. (1988). Female mate choice, male-male competition and parental care in the river bullhead, *Cottus gobio* L.(Pisces, Cottidae). *Animal Behaviour*, 36(5), 1352-1360.
- Bischoff, A., & Freyhof, J. (1998). Seasonal shifts in day-time resource use of 0+ barbel, *Barbus barbus*. In *When do fishes become juveniles?* (pp. 199-212). Springer, Dordrecht.
- Blanchet, S., Loot, G., Grenouillet, G., & Brosse, S. (2007). Competitive interactions between native and exotic salmonids: a combined field and laboratory demonstration. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(2), 133-143.
- Bleisch, S., Duckham, M., Galton, A., Laube, P., & Lyon, J. (2014). Mining candidate causal relationships in movement patterns. *International Journal of Geographical Information Science*, 28(2), 363-382.
- Bless, R. (1996). Reproduction and habitat preference of the threatened spirin (*Alburnoides bipunctatus* Bloch) and soufie (*Leuciscus souffia* Risso) under laboratory conditions (Teleostei: Cyprinidae). In *Conservation of endangered freshwater fish in Europe* (pp. 249-258). Birkhäuser Basel.

- Boavida, I., Santos, J. M., Ferreira, T., & Pinheiro, A. (2015). Barbel habitat alterations due to hydropeaking. *Journal of Hydro-environment Research*, 9(2), 237-247.
- Bohl, E., Herrmann, M., Ott, B., Seitz, B., & Heise, J. (2004). Untersuchungen zur Fortpflanzungsbiologie, Entwicklung und zu den Lebensräumen von Schneider (*Alburnoides bipunctatus* BLOCH 1782) und Strömer (*Leuciscus souffia agassizi* VALENCIENNES 1844). Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Abteilung Gewässerökologische Forschung, Referat Fischökologie, 96.
- Bohl, E., Kleisinger, H., & Leuner, E. (2003). Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) und Rundmäuler (Cyclostomata) Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt, 166, 52-55.
- Branco, P., Boavida, I., Santos, J. M., Pinheiro, A., & Ferreira, M. T. (2013). Boulders as building blocks: improving habitat and river connectivity for stream fish. *Ecohydrology*, 6(4), 627-634.
- Branco, P., Segurado, P., Santos, J. M., Pinheiro, P., & Ferreira, M. T. (2012). Does longitudinal connectivity loss affect the distribution of freshwater fish?. *Ecological Engineering*, 48, 70-78.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological monographs*, 27(4), 325-349.
- Bredenhand, E., & Samways, M. J. (2009). Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. *Journal of Insect Conservation*, 13(3), 297-307.
- Breaser, S. W., Stearns, F. D., Smith, M. W., West, R. L., & Reynolds, J. B. (1988). Observations of movements and habitat preferences of burbot in an Alaskan glacial river system. *Transactions of the American Fisheries Society*, 117(5), 506-509.
- Britton, J. R., & Pegg, J. (2011). Ecology of European barbel *Barbus barbus*: implications for river, fishery, and conservation management. *Reviews in Fisheries Science*, 19(4), 321-330.
- Brousse, G., Arnaud-Fassetta, G., Liébault, F., Bertrand, M., Melun, G., Loire, R., ... & Borgniet, L. (2019). Channel response to sediment replenishment in a large gravel-bed river: The case of the Saint-Sauveur dam in the Buëch River (Southern Alps, France). *River Research and Applications*.
- Brüning, A., Hölker, F., Franke, S., Preuer, T., & Kloas, W. (2015). Spotlight on fish: Light pollution affects circadian rhythms of European perch but does not cause stress. *Science of the Total Environment*, 511, 516-522.
- Bohl, E., Kleisinger, H., & Leuner, E. (2003). Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) und Rundmäuler (Cyclostomata) Bayerns. Bayerische Landesanstalt für Umweltschutz.
- Bolland, J. D., Cowx, I. G., & Lucas, M. C. (2010). Retention of Panjet-applied alcian blue by cyprinids. *Journal of Fish Biology*, 76(4), 1015-1018.

- Borgstrøm, R. & Skaala, Ø. (1993). Size-dependent catchability of brown trout and Atlantic salmon parr by electrofishing in a low conductivity stream. *Nordic journal of freshwater research*, Drottningholm, 68, 14-20.
- Born, O. & Mayr, C. (2020). Ergebnisse von Befischungen im Rahmen des EG-WRRL-Monitorings in Schwaben. Unveröffentlichte Daten der Fischereifachberatung des Bezirks Schwaben und des Bayerischen Landesamts für Umwelt.
- Born, O. (1995). Untersuchungen zur Wirksamkeit von Fischaufstiegshilfen am unterfränkischen Main. Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau, Institut für Tierwissenschaften. München, Technische Universität. 235 S.
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management*, 30(4), 492-507.
- Bunt, C. M., Katopodis, C., & McKinley, R. S. (1999). Attraction and passage efficiency of white suckers and smallmouth bass by two Denil fishways. *North American Journal of Fisheries Management*, 19(3), 793-803.
- Bunt, C. M., Cooke, S. J., & McKinley, R. S. (2000). Assessment of the Dunnville fishway for passage of walleyes from Lake Erie to the Grand River, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 26(4), 482-488.
- Bunt, C. M., Van Poorten, B. T., & Wong, L. (2001). Denil fishway utilization patterns and passage of several warmwater species relative to seasonal, thermal and hydraulic dynamics. *Ecology of Freshwater Fish*, 10(4), 212-219.
- Casselman, J. M., Penczak, T., Carl, L., Mann, R. H., Holcik, J. & Woitowich, W. A. (1990). An evaluation of fish sampling methodologies for large river systems. *Pol. Arch. Hydrobiol*, 37(4), 521-551.
- Calles, E. O., & Greenberg, L. A. (2007). The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish River Emån. *Ecology of freshwater fish*, 16(2), 183-190.
- Calles, E. O., & Greenberg, L. A. (2005). Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the river Emån. *River research and applications*, 21(9), 951-960.
- Candiotto, A., Bo, T., & Fenoglio, S. (2011). Biological and ecological data on an established rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) population in an Italian stream. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 179(1), 67-76.
- Caudill, C. C., Daigle, W. R., Keefer, M. L., Boggs, C. T., Jepson, M. A., Burke, B. J., Zabel, R. W., Björn, T. C. & Peery, C. A. (2007). Slow dam passage in adult Columbia River salmonids associated with unsuccessful migration: delayed negative effects of passage obstacles or condition-dependent mortality? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64(7), 979-995.

- Chapman, B. B., Skov, C., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P. A., Hansson, L. A., & Brönmark, C. (2012 b). Partial migration in fishes: definitions, methodologies and taxonomic distribution. *Journal of fish biology*, 81(2), 479-499.
- Chapman, B. B., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P. A., Skov, C., Hansson, L. A., & Brönmark, C. (2012 a). Partial migration in fishes: causes and consequences. *Journal of fish biology*, 81(2), 456-478.
- Charles, S., Mallet, J. P., & Persat, H. (2006). Population dynamics of grayling: Modelling temperature and discharge effects. *Mathematical Modelling of Natural Phenomena*, 1(1), 31-48.
- CIS Arbeitsgruppe 2.2 (2002). Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2015). *Getting started with PRIMER v7*. PRIMER-E: Plymouth, Plymouth Marine Laboratory, 20.
- Clarke, K. R., & Ainsworth, M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology-Progress Series*, 92, 205-205.
- Crawford, S. S. (2001). Salmonine introductions to the Laurentian Great Lakes: an historical review and evaluation of ecological effects (Vol. 132). NRC Research Press.
- Crook, D. A., Macdonald, J. I., Morrongiello, J. R., Belcher, C. A., Lovett, D., Walker, A., & Nicol, S. J. (2014). Environmental cues and extended estuarine residence in seaward migrating eels (*Anguilla australis*). *Freshwater Biology*, 59(8), 1710-1720.
- Collins, B. D., & Dunne, T. (1989). Gravel transport, gravel harvesting, and channel-bed degradation in rivers draining the southern Olympic Mountains, Washington, USA. *Environmental Geology and Water Sciences*, 13(3), 213-224.
- Cowx, I. G., & Collares-Pereira, M. J. (2002). Freshwater fish conservation: options for the future. *Conservation of Freshwater Fishes*. 443-452.
- Cowx, I. G., & Welcomme, R. L. (1998). Rehabilitation of rivers for fish. Food & Agriculture Org.
- Cunjak, R. A., Roussel, J. M., Gray, M. A., Dietrich, J. P., Cartwright, D. F., Munkittrick, K. R., & Jardine, T. D. (2005). Using stable isotope analysis with telemetry or mark-recapture data to identify fish movement and foraging. *Oecologia*, 144(4), 636-646.
- Dedual, M., & Jowett, I. G. (1999). Movement of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during the spawning migration in the Tongariro River, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 33(1), 107-117.
- Degerman, E., Näslund, I., & Sers, B. (2000). Stream habitat use and diet of juvenile (0+) brown trout and grayling in sympatry. *Ecology of Freshwater Fish*, 9(4), 191-201.

- Dehais, C., Eudeline, R., Berrebi, P., & Argillier, C. (2010). Microgeographic genetic isolation in chub (Cyprinidae: *Squalius cephalus*) population of the Durance River: estimating fragmentation by dams. *Ecology of Freshwater Fish*, 19(2), 267-278.
- De Leeuw, J. J., & Winter, H. V. (2008). Migration of rheophilic fish in the large lowland rivers Meuse and Rhine, the Netherlands. *Fisheries Management and Ecology*, 15(5-6), 409-415.
- Dewitte, M., David, L., Kampa, E., & Coeck, Y. (2018). FIThydro project: a European initiative for a sustainable and fish-friendly hydropower. *Houille Blanche*, 77-79.
- Diana, J. S., Mackay, W. C., & Ehrman, M. (1977). Movements and habitat preference of northern pike (*Esox lucius*) in Lac Ste. Anne, Alberta. *Transactions of the American Fisheries Society*, 106(6), 560-565.
- Dickhaut, W., Franke, K., & Schwark, A. (2006). Fließgewässerrenaturierung heute: auf dem Weg zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. BoD–Books on Demand.
- Dietrich, J. P., & Cunjak, R. A. (2006). Evaluation of the impacts of Carlin tags, fin clips, and Panjet tattoos on juvenile Atlantic salmon. *North American Journal of Fisheries Management*, 26(1), 163-169.
- Dodd, J. R., Cowx, I. G., & Bolland, J. D. (2017). Efficiency of a nature-like bypass channel for restoring longitudinal connectivity for a river-resident population of brown trout. *Journal of environmental management*, 204, 318-326.
- Duerregger, A., Pander, J., Palt, M., Mueller, M., Nagel, C., & Geist, J. (2018). The importance of stream interstitial conditions for the early-life-stage development of the European nase (*Chondrostoma nasus* L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 27(4), 920-932.
- Dujmic, A. (1997). Der vernachlässigte Edelfisch: die Äsche. Status, Verbreitung, Biologie, Ökologie und Fang. facultas. wuv/maudrich.
- Dussault, C., & Rodríguez, M. A. (1997). Field trials of marking stream salmonids by dye injection and coded-wire-tagging. *North American Journal of Fisheries Management*, 17(2), 451-456.
- Dußling, U., Berg, R., Klinger, H., & Wolter, C. (2014). Assessing the Ecological Status of River Systems Using Fish Assemblages. *Handbuch Angewandte Limnologie: Grundlagen-Gewässerbelastung-Restaurierung-Aquatische Ökotoxikologie-Bewertung-Gewässerschutz*, 1-84.
- Dußling, U. (2009). *Handbuch zu fiBS. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler eV*, (15), 1-72.
- Ebel, G., Fredrich, F., Gluch, A., Lecour, C., & Wagner, F. (2006). Methodenstandard für die Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen. BWK, Sindelfingen, 115 S.

- Eberstaller, J., Pinka, P. & Honsowitz, H. (2001). Fischeaufstiegshilfe Freudenau: Überprüfung der Funktionsfähigkeit der FAH am KW Freudenau. Schriftenreihe der Forschung im Verbund, 72, 87 S.
- Eklöv, P. (1997). Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(7), 1520-1531.
- Enders, E. C., Clarke, K. D., Pennell, C. J., Ollerhead, L. N., & Scruton, D. A. (2007). Comparison between PIT and radio telemetry to evaluate winter habitat use and activity patterns of juvenile Atlantic salmon and brown trout. In *Developments in Fish Telemetry* (pp. 231-242). Springer, Dordrecht.
- Englbrecht, C. C., Freyhof, J., Nolte, A., Rassmann, K., Schliewen, U., & Tautz, D. (2000). Phylogeography of the bullhead *Cottus gobio* (Pisces: Teleostei: Cottidae) suggests a pre-Pleistocene origin of the major central European populations. *Molecular Ecology*, 9(6), 709-722.
- Engler, O., & Adam, B. (2014). HDX-Monitoring Wupper–Untersuchung der Wanderung von Fischen (Untersuchungszeitraum vom 31. Oktober 2013 bis 31. Mai 2014). Studie im Auftrag der Bezirksregierung Düsseldorf und des Wupperverbandes. Kirtorf-Wahlen.
- Epple, T., Friedmann, A. & Wetzel, K. F. (2020). Der Lebenszyklus der Nase (*Chondrostoma nasus*) vor und nach dem Bau von Kraftwerksanlagen in der mittleren Iller. Die Nase (*Chondrostoma nasus*) - Fisch des Jahres 2020. Deutscher Angelfischer-Verband e.V.
- Epple, T., Born, O. & Friedmann, A. (2019 b). Schritte zum guten ökologischen Potenzial - Fischeaufstiegsanlagen und Ersatzlebensräume an den Illerstaustufen der LEW Wasserkraft GmbH. *WasserWirtschaft*, 10/2019. 12 - 16.
- Epple, T., Friedmann, A., Wetzel, K. F. & Pöhler, F. (2019 a). Illerstrategie 2020 und EU-Projekt ISOBEL schließen Lücken zwischen Forschung und Praxis. *WasserWirtschaft*, 2-3/2019. 68 - 74.
- Epple, T. & Born, O. (2018). Umgebungsgewässer als Lebensräume. Tagungsband des Nürnberger Wasserwirtschaftstags – Tagung mit Fachausstellung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), Landesverband Bayern.
- Epple, T., Pauwels, I. & Schneider, M. (2018 c). FiThydro Iller case study on fish upstream migration. Vortrag beim 4th FiThydro regional stakeholder workshop. 11.09.2018.
- Epple, T., Wetzel, K. F. & Friedmann, A. (2018 b). Einbau und Pflege von Kieslaichplätzen in naturnah gebauten Fischeaufstiegsanlagen. *WasserWirtschaft*, 09/2018. 63 – 68.
- Epple, T., Wetzel, K. F. & Friedmann, A. (2018 a). Die Illerstrategie 2020 und das EU-Projekt ISOBEL - Zwei innovative Renaturierungsprojekte an einem stark veränderten Voralpenfluss. In: Reichholf, J. H., Geist, J., Billinger, F., Loy, G., Holzner, M., Strobl, T., & Epple, T et al., Gämmerl, W., Raggenbass, C., Gumpinger, C & Höfler, S., Lechner, J.:

- Lebensraum aus zweiter Hand. Schriftenreihe für Ökologie und Ethologie 44. facultas Verlag, 2018. 89 – 108.
- Epple, T. (2016). Vergleichende Untersuchungen zum Makrozoobenthos zwischen dem Hauptgewässer Iller und bedeutenden natürlichen und technischen Nebengewässern. Master Arbeit, TU München. DOI: 10.13140/RG.2.2.36725.99041.
- Fernandez-Delgado, C. (1990). Life history patterns of the common carp, *Cyprinus carpio*, in the estuary of the Guadalquivir River in south-west Spain. *Hydrobiologia*, 206(1), 19-28.
- Fischer, P. & Cyffka, B. (2014). Floodplain restoration on the upper Danube by re-establishing back water dynamics: first results of the hydrological monitoring. *Erdkunde*, 3-18.
- Fischer, P. (2000). Test of competitive interactions for space between two benthic fish species, burbot Lota, and stone loach *Barbatula*. *Environmental Biology of Fishes*, 58(4), 439-446.
- Fischereifachberatung des Bezirks Schwaben (2019). Referenzzönosen der Iller. Mitteilung durch Dr. Oliver Born und Maximilian Dietrich. 19.12.2019.
- Forsythe, P. S., Scribner, K. T., Crossman, J. A., Ragavendran, A., Baker, E. A., Davis, C., & Smith, K. K. (2012). Environmental and lunar cues are predictive of the timing of river entry and spawning-site arrival in lake sturgeon *Acipenser fulvescens*. *Journal of Fish Biology*, 81(1), 35-53.
- Fredrich, F. (2003). Long-term investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of the Elbe River, Germany. *Journal of Applied Ichthyology*, 19(5), 294-302.
- Fredrich, F., Ohmann, S., Curio, B., & Kirschbaum, F. (2003). Spawning migrations of the chub in the River Spree, Germany. *Journal of Fish Biology*, 63(3), 710-723.
- Fredrich, F. (2000b). Wanderungen und Habitatwahl potamodromer Fische in der Elbe. Statusseminar Elbeökologie–Tagungsband. Mitteilungsreihe der Bundesanstalt für Gewässerkunde, 6, 50-53.
- Fredrich, F. (2000a). Wanderverhalten und diurnale Bewegungsaktivität des Aland (*Leuciscus idus*) in der Elbe. Statusseminar Elbeökologie. Projektgruppe Elbe-Ökologie (Ed.), Mitteilungsreihe der Bundesanstalt für Gewässerkunde, 6, 50-53.
- Froese, R. & Binohlan, C. (2003). Simple methods to obtain preliminary growth estimates for fishes. *Journal of Applied Ichthyology*, 19(6), 376-379.
- Frost, W. E. (1954). The food of pike, *Esox lucius* L., in Windermere. *The Journal of Animal Ecology*, 339-360.
- Frost, W. E., & Kipling, C. (1967). A study of reproduction, early life, weight-length relationship and growth of pike, *Esox lucius* L., in windermere. *The Journal of Animal Ecology*, 651-693.

- Gardner, C. J., Deeming, D. C., & Eady, P. E. (2013). Seasonal movements with shifts in lateral and longitudinal habitat use by common bream, *Abramis brama*, in a heavily modified lowland river. *Fisheries Management and Ecology*, 20(4), 315-325.
- Geist, J. (2011). Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators*, 11(6), 1507-1516.
- Giannico, G. R. (2000). Habitat selection by juvenile coho salmon in response to food and woody debris manipulations in suburban and rural stream sections. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(9), 1804-1813.
- Giesecke, J. & Mosonyi, E. (2009). Durchgängigkeit für die Aquafauna an Wasserkraftstandorten. *Wasserkraftanlagen: Planung, Bau und Betrieb*, 781-806.
- Gillet, C., Dubois, J. P., & Bonnet, S. (1995). Influence of temperature and size of females on the timing of spawning of perch, *Perca fluviatilis*, in Lake Geneva from 1984 to 1993. *Environmental biology of fishes*, 42(4), 355-363.
- Girden, E. R. (1992). *ANOVA: Repeated measures* (No. 84). Sage.
- Goelz, E. (2008). Improved sediment-management strategies for the sustainable development of German waterways. *IAHS publication*, 325, 540.
- Goldspink, C. R. (1978) A note on the dispersion pattern of marked bream *Abramis brama* released into Tjeukemeer, the Netherlands. *Journal of Fish Biology*, 13, 493–497.
- Gosset, C., Rives, J., & Labonne, J. (2006). Effect of habitat fragmentation on spawning migration of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology of Freshwater fish*, 15(3), 247-254.
- Gowans, A. R. D., Armstrong, J. D., & Priede, I. G. (1999). Movements of adult Atlantic salmon in relation to a hydroelectric dam and fish ladder. *Journal of Fish Biology*, 54(4), 713-726.
- Grau, E. G., Dickhoff, W. W., Nishioka, R. S., Bern, H. A., & Folmar, L. C. (1981). Lunar phasing of the thyroxine surge preparatory to seaward migration of salmonid fish. *Science*, 607-609.
- Greim, B. & Kost, U. (1985). Die Iller – Geschichte eines Flusses. Vortrag beim Verein für Kunst und Altertum in Ulm und Oberschwaben e.V.
- Growns, I. O., Pollard, D. A., & Harris, J. H. (1996). A comparison of electric fishing and gillnetting to examine the effects of anthropogenic disturbance on riverine fish communities. *Fisheries Management and Ecology*, 3(1), 13-24.
- Guthruf, J. (1996). Populationsdynamik und Habitatwahl der Äsche (*Thymallus* L.) in drei verschiedenen Gewässern des schweizerischen Mittellandes (Doctoral dissertation, Diss. Naturwiss. ETH Zürich, Nr. 11720, 1996. Ref.: AJB Zehnder; Korref.: M. Jungwirth; Korref.: A. Peter).

- Habbe, K. A. (2000) Beobachtungen zur Gerinneneu- und -weiterbildung im überstauten Bereich der Stauhaltung Fluhmühle im Durchbruchstal der Iller (Bayerisch-Schwaben, Deutschland). In: Hegg, C., Von der Mühl, D. (Hrsg.): Beiträge zur Geomorphologie. Proceedings der Fachtagung der Schweizerischen Geomorphologischen Gesellschaft vom 8. - 10. Juli 1999 in Bramois (Kt. Wallis). Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL. 55-63.
- Habbe, K. A., & Rögner, K. (1989). The Pleistocene Iller Glaciers and their outwash fields. Catena Supplement, 15, 311-328.
- Habersack, H., Wagner, B., Schoder, A., & Hauer, C. (2013). Die Bedeutung von Feststoffhaushalt und Sedimentdurchgängigkeit für eine nachhaltige Nutzung der Wasserkraft. Österreichische Wasser-und Abfallwirtschaft, 65(9-10), 354-361.
- Habit, E., Belk, M. C., & Parra, O. (2007). Response of the riverine fish community to the construction and operation of a diversion hydropower plant in central Chile. Aquatic conservation: Marine and Freshwater ecosystems, 17(1), 37-49.
- Haidvogel, G. (2008). Von der Flusslandschaft zum Fließgewässer (Doctoral dissertation, Universität Wien).
- Hailu, M. (2013). Reproductive aspects of common carp (*Cyprinus carpio* L, 1758) in a tropical reservoir (Amerti: Ethiopia). Journal of Ecology and the Natural Environment, 5(9), 260-264.
- Halletz, S. (2003). Die heimliche Seeforelle. Blinker 10/2003, Jahr Top Special Verlag GmbH & Co KG, D-22529 Hamburg.
- Hammer, Ø. (2020). PAST PAleontological STatistics Version 4.03 Reference Manual. Natural History Museum, University of Oslo, 229.
- Hanel, L., Lusk, S., & Andreska, J. (2013). Huchen in the Czech Republic: A review. Archives of Polish Fisheries, 21(3), 143-154.
- Hanfland, S. (2020). Die Regenbogenforelle in Bayern - Pro und Contra Besatz in freien Gewässern. WasserWirtschaft, 2-3/2020, 12 – 19.
- Hanfland, S., Ivanc, M., Ratschan, C., Schnell, J., Schubert, M., von Siemens, M. (2015). Der Huchen - Ökologie, aktuelle Situation, Gefährdung. Landesfischereiverband Bayern e. V.
- Hanfland, S., Schnell, J., Ekart, C., & Pulg, U. (2010). Lebensraum Fließgewässer: Restaurieren und Entwickeln. Broschüre des Landesfischereiverbands Bayern eV. München, Germany.
- Hanfland, S. (2002). Erfolgskontrolle von praxisüblichen Besatzmaßnahmen mit Äschen (*Thymallus thymallus*) in ausgewählten südbayerischen Fließgewässern (Doctoral dissertation, Technische Universität München).

- Hänfling, B., Hellemans, B., Volckaert, F. A. M., & Carvalho, G. R. (2002). Late glacial history of the cold-adapted freshwater fish *Cottus gobio*, revealed by microsatellites. *Molecular Ecology*, 11(9), 1717-1729.
- Hansen, M. J., Guy, C. S., Budy, P., & McMahon, T. E. (2019). Trout as native and non-native species: a management paradox. *Trouts and Char of the World*; Kershner, J.L., Williams, J.E., Gresswell, R.E., Lobón-Cerviá, J., Eds, 645-684.
- Hard, A., & Kynard, B. (1997). Video evaluation of passage efficiency of American shad and sea lamprey in a modified Ice Harbor fishway. *North American Journal of Fisheries Management*, 17(4), 981-987.
- Hardewig, I., Pörtner, H. O., & Van Dijk, P. (2004). How does the cold stenothermal gadoid *Lota lota* survive high water temperatures during summer? *Journal of Comparative Physiology B*, 174(2), 149-156.
- Harper, D. G., & Blake, R. W. (1990). Fast-start performance of rainbow trout *Salmo gairdneri* and northern pike *Esox lucius*. *Journal of Experimental Biology*, 150(1), 321-342.
- Harrison, P. M., Gutowsky, L. F. G., Martins, E. G., Patterson, D. A., Cooke, S. J., & Power, M. (2016). Burbot and large hydropower in North America: benefits, threats and research needs for mitigation. *Fisheries Management and Ecology*.
- Hart, P. J. B., & Pitcher, T. J. (1969). Field trials of fish marking using a jet inoculator. *Journal of Fish Biology*, 1(4), 383-385.
- Hauer, C., Unfer, G., Habersack, H., Pulg, U., & Schnell, J. (2013). Bedeutung von Flussmorphologie und Sedimenttransport in Bezug auf die Qualität und Nachhaltigkeit von Kieslaichplätzen. *KW-Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 4(13), 189-197.
- Hauer, C., Unfer, G., Schmutz, S., & Habersack, H. (2007). The importance of morphodynamic processes at riffles used as spawning grounds during the incubation time of nase (*Chondrostoma nasus*). *Hydrobiologia*, 579(1), 15-27.
- Hauer, C., Unfer, G., Schmutz, S., & Habersack, H. (2008). Morphodynamic effects on the habitat of juvenile cyprinids (*Chondrostoma nasus*) in a restored Austrian lowland river. *Environmental Management*, 42(2), 279.
- Haugen, T. O., Aass, P., Stenseth, N. C., & Vøllestad, L. A. (2008). Changes in selection and evolutionary responses in migratory brown trout following the construction of a fish ladder. *Evolutionary Applications*, 1(2), 319-335.
- Haugen, T. O., & Vøllestad, L. A. (2000). Population differences in early life-history traits in grayling. *Journal of evolutionary biology*, 13(6), 897-905.
- Haunschmid, R., Schotzko, N., Petz-Glechner, R., Honsig-Erlenburg, W., Schmutz, S., Spindler, T. & Prinz, H. (2010). Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente Teil A1: Fische. Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Vienna, Austria.

- Hayes, F. R. (1953) Artificial freshets and other factors controlling the ascent and population of Atlantic salmon in the La Have River, Nova Scotia. Fisheries Research Board of Canada.
- Hayes, J. W., & Baird, D. B. (1994). Estimating relative abundance of juvenile brown trout in rivers by underwater census and electrofishing. New Zealand journal of marine and freshwater research, 28(3), 243-253.
- Heiß, M., Seifert, K., Wendt, P., Bernhard, S., Mayer, R. (2019). Lebensraumfunktion in Fischaufstiegsanlagen. Kartier- und Untersuchungsbericht im Auftrag des Landesfischereiverbands Bayern e. V.
- Hellawell, J. M. (1972). The growth, reproduction and food of the roach *Rutilus* (L.), of the River Lugg, Herefordshire. Journal of Fish Biology, 4(4), 469-486.
- Hentig, H. V. (1923). Reactions of Animals to Changes in Physical Environment. Journal of Comparative Psychology, 3(1), 61-71.
- Hering, D., Birk, S., Koenzen, U., Döbbelt-Grüne, S., Hartmann, Ch. (2013). Handbuch zur Bewertung und planerischen Bearbeitung von erheblich veränderten (HMWB) und künstlichen Wasserkörpern (AWB). Version 2.0. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), pp. 107.
- Hertig, A. (2006). Populationsdynamik der Äschen (*Thymallus thymallus*) im Linthkanal mit besonderer Berücksichtigung der Habitatnutzung der Äschenlarven (Doctoral dissertation, Universität Zürich).
- Herzig, A., & Winkler, H. (1985). Der Einfluß der Temperatur auf die embryonale Entwicklung der Cypriniden. Österreichs Fischerei, 38(7), 182-196.
- Hewson, L. C. (1955). Age, maturity, spawning and food of burbot, *Lota lota*, in lake Winnipeg. Journal of the Fisheries Board of Canada, 12(6), 930-940.
- Hinterhofer, M. (2012). Der Huchen - Fisch des Jahres 2012. Herausgeber: Österreichischer Fischereiverband (ÖFV).
- Hjelm, J., Persson, L., & Christensen, B. (2000). Growth, morphological variation and ontogenetic niche shifts in perch (*Perca fluviatilis*) in relation to resource availability. Oecologia, 122(2), 190-199.
- Hladík, M., & Kubečka, J. (2003). Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. Hydrobiologia, 504(1-3), 251-266.
- H.L. (1997). Der Fischbestand in der Mindel unterhalb des Marktes Dirlwang, etwa zwischen der Ortsmitte und der Flurgrenze Apfeltrach in den vergangenen 60 Jahren.
- Hochleithner, M. (2001). Lachsfische (Salmoniformes): Biologie und Aquakultur. Aqua-Tech-Publications. Kitzbühel.

- Hofer, K., & Kirchhofer, A. (1996). Drift, habitat choice and growth of the nase (*Chondrostoma nasus*, Cyprinidae) during early life stages. In *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe* (pp. 269-278). Birkhäuser Basel.
- Hofinger, E. (2005). *Junge Riesen*. Blinker 09/2005, Jahr Top Special Verlag GmbH & Co KG, D-22529 Hamburg.
- Holčík, J. (1990). Conservation of the huchen, *Hucho hucho* (L.), (Salmonidae) with special reference to Slovakian rivers. *Journal of Fish Biology*, 37, 113-121.
- Hollert, H., Heise, S., Keiter, S., Heininger, P., & Förstner, U. (2007). Wasserrahmenrichtlinie - Fortschritte und Defizite. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung*, 19(1), 58-70.
- Holzer, G. (2011). Habitatbeschreibung von Huchenlaichplätzen an der Pielach. *Österr. Fisch*, 64(2/3), 54-69.
- Holzer, G. (2010). Projekt zur Verbesserung des Reproduktionserfolges der Bachforelle (*Salmo trutta*) im Nationalpark Thayatal.
- Holzner, M. (2000). Untersuchungen über die Schädigung von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbach (Doctoral dissertation, Technische Universität München, Universitätsbibliothek).
- Honsig-Erlenburg, W. (2005). Zum Einfluss der Regenbogenforelle und des Bachsaiblings auf Bachforellenpopulationen. *Österreichs Fischerei*, 58, 286-289.
- Horká, P., Horký, P., Randák, T., Turek, J., Rylková, K., & Slavík, O. (2015). Radio-telemetry shows differences in the behaviour of wild and hatchery-reared European grayling *Thymallus thymallus* in response to environmental variables. *Journal of fish biology*, 86(2), 544-557.
- Horký, P., & Slavík, O. (2016). Diel and seasonal rhythms of asp *Leuciscus aspius* (L.) in a riverine environment. *Ethology Ecology & Evolution*, 29(5), 449-459.
- Horký, P., Slavík, O., Bartoš, L., Kolářová, J., & Randák, T. (2006). The effect of the moon phase and seasonality on the behaviour of pikeperch in the Elbe River. *Folia Zool*, 55(4), 411-417.
- Huber, M., & Kirchhofer, A. (2001). Reproductive success of nase (*Chondrostoma nasus* L.) and its influence on population dynamics. *Large Rivers*, 307-330.
- Huber, M., & Kirchhofer, A. (1998). Radio telemetry as a tool to study habitat use of nase (*Chondrostoma nasus* L.) in medium-sized rivers. *Hydrobiologia*, 371, 309-319.
- Hübner, D. (2003). Die Ablaich-und Interstitialphase der Äsche (*Thymallus thymallus* L.)- Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen (Doctoral dissertation, Universitätsbibliothek Marburg).

- Hudson, A. G., Vonlanthen, P., & Seehausen, O. (2014). Population structure, inbreeding and local adaptation within an endangered riverine specialist: the nase (*Chondrostoma nasus*). *Conservation genetics*, 15(4), 933-951.
- Hufgard, H., Adam, B. & Schwevers, U. (2015). Ergebnisse des Aufstiegsmonitorings an Europas größter Fischaufstiegsanlage an der Elbe in Geesthacht. *KW-Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 2015 (8), Nr. 1, 27-35.
- Huntsman, A. G. (1948). Freshets and fish. *Transactions of the American Fisheries Society*, 75(1), 257-266.
- Hvidsten, N. A., & Johnsen, B. O. (1992). River bed construction: impact and habitat restoration for juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L. *Aquaculture Research*, 23(4), 489-498.
- Hynes, H. B. N. (1950). The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *The Journal of Animal Ecology*, 36-58.
- Ihut, A. M., Zitek, A., Weiss, S., Ratschan, C., Holzer, G., Kaufmann, T., Cocan, D., Constantinescu, R. & Miresan, V. (2014). Danube salmon (*Hucho hucho*) in Central and South Eastern Europe: A review for the development of an international program for the rehabilitation and conservation of Danube salmon populations. *Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca. Animal Science and Biotechnologies*, 71(2), 86-101.
- IPCC (2018). *Global Warming of 1.5° C: An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5° C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. IPCC. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.
- Irmer, U., & Rechenberg, B. (2004). Die EG-Wasserrahmenrichtlinie: Ausweisung und Bewertung künstlicher und erheblich veränderter Gewässer. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 32(1), 75-88.
- Jellyman, D. J. (1979). Upstream migration of glass-eels (*Anguilla* spp.) in the Waikato River. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 13(1), 13-22.
- Jansen, W., Kappus, B., Böhmer, J., & Beiter, T. (1999). Fish communities and migrations in the vicinity of fishways in a regulated river (Enz, Baden-Württemberg, Germany). *Limnologia*, 29(4), 425-435.
- Jensen, A. J., & Aass, P. (1995). Migration of a fast-growing population of brown trout (*Salmo trutta* L.) through a fish ladder in relation to water flow and water temperature. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10(2-4), 217-228.

- Jensen, A. J., Heggberget, T. G., & Johnsen, B. O. (1986). Upstream migration of adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the River Vefsna, northern Norway. *Journal of Fish Biology*, 29(4), 459-465.
- Jensen, A. J., & Johnsen, B. O. (1988). The effect of river flow on the results of electrofishing in a large, Norwegian salmon river: With 5 figures in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 23(3), 1724-1729.
- Jerz, H., Stephan, W., Streit, R., & Weinig, H. (1975). Zur Geologie des Iller-Mindel-Gebietes. *Geologica Bavarica*, 74, 99-130.
- Jobling, S., Beresford, N., Nolan, M., Rodgers-Gray, T., Brighty, G. C., Sumpter, J. P., & Tyler, C. R. (2002). Altered sexual maturation and gamete production in wild roach (*Rutilus rutilus*) living in rivers that receive treated sewage effluents. *Biology of reproduction*, 66(2), 272-281.
- Johansson, L. (1987). Experimental evidence for interactive habitat segregation between roach (*Rutilus rutilus*) and rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) in a shallow eutrophic lake. *Oecologia*, 73(1), 21-27.
- Jonsson, N. (1991). Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic journal of freshwater research*, 66(1991), 20-35.
- Jonsson, N., & Jonsson, B. (2002). Migration of anadromous brown trout *Salmo trutta* in a Norwegian river. *Freshwater Biology*, 47(8), 1391-1401.
- Jonsson, B., & Ruud-Hansen, J. (1985). Water temperature as the primary influence on timing of seaward migrations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(3), 593-595.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Hohensinner, S., Waidbacher, H., & Zauner, G. (Eds.). (2014). Österreichs Donau: Landschaft–Fisch–Geschichte. Institut für Hydrobiologie & Gewässermanagement (IHG), Universität für Bodenkultur Wien (BOKU).
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S., Schmutz, S. (2003). *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Wien.
- Jungwirth, M., Muhar, S., & Schmutz, S. (2000). Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept (pp. 85-97). Springer Netherlands.
- Jungwirth, M. (1996). Bypass channels at weirs as appropriate aids for fish migration in rhithral rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12(4-5), 483-492.
- Jungwirth, M., Muhar, S., & Schmutz, S. (1995). The effects of recreated instream and ecotone structures on the fish fauna of an epipotamal river. In: *The Importance of Aquatic-Terrestrial Ecotones for Freshwater Fish* (pp. 195-206). Springer, Dordrecht.

- Jungwirth, M., & Winkler, H. (1984). The temperature dependence of embryonic development of grayling (*Thymallus thymallus*), Danube salmon (*Hucho hucho*), Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta fario*). *Aquaculture*, 38(4), 315-327.
- Junior, R. F. V., Varandas, S. G., Pacheco, F. A., Pereira, V. R., Santos, C. F., Cortes, R. M., & Fernandes, L. F. S. (2015). Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. *Land Use Policy*, 43, 48-62.
- Junker, J., Peter, A., Wagner, C. E., Mwaiko, S., Germann, B., Seehausen, O., & Keller, I. (2012). River fragmentation increases localized population genetic structure and enhances asymmetry of dispersal in bullhead (*Cottus gobio*). *Conservation Genetics*, 13(2), 545-556.
- Jürging, P., Patt, H., Dahl, H. J. (2005). Fließgewässerentwicklung – Historie, Ziele. Fließgewässer-und Auenentwicklung: Grundlagen und Erfahrungen.
- Kamler, E., Keckeis, H., & Bauer-Nemeschkal, E. (1998). Temperature-induced changes of survival, development and yolk partitioning in *Chondrostoma nasus*. *Journal of Fish Biology*, 53(3), 658-682.
- Kantoush, S. A., Sumi, T., Kubota, A. (2010 b). Geomorphic response of rivers below dams by sediment replenishment technique. In: Dittrich, A., Koll, K., Aberle, J., Geisenhainer, P. (Hg.): *River Flow 2010*. Karlsruhe, Bundesanstalt für Wasserbau. S. 1155-1164.
- Kantoush, S. A., Sumi, T., Kubota, A., & Suzuki, T. (2010 a). Impacts of sediment replenishment below dams on flow and bed morphology of river. First International Conference on “Coastal Zone Management of River Deltas and Low Land Coastlines”.
- Kantoush, S. A., & Sumi, T. (2010). River morphology and sediment management strategies for sustainable reservoir in Japan and Europe Alps, *Annuals of Disast. Prev. Res. Inst.*, Kyoto Univ. 53B.
- Katopodis, C., Derksen, A. J., & Christiansen, B. L. (1991). Assessment of two Denil fishways for passage of freshwater species. In *Fisheries Bioengineering Symposium: American Fisheries Society Symposium 10* (p. 306).
- Kaukoranta, M., & Pennanen, J. (1988). Propagation and management of the asp (*Aspius aspius* L.) in Finland. *Finn Game Fish Res Int Fish*, 504(6), 1-14.
- Keckeis, H. (2001). Influence of river morphology and current velocity conditions on spawning site selection of *Chondrostoma nasus* (L.). *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Large rivers*, 12(2-4), 341-356.
- Keckeis, H., Winkler, G., Flore, L., Reckendorfer, W., & Schiemer, F. (1997). Spatial and seasonal characteristics of 0+ fish nursery habitats of nase, *Chondrostoma nasus* in the River Danube, Austria. *FOLIA ZOOLOGICA-PRAHA*-, 46, 133-150.
- Kelly, W. H. (1967). Marking freshwater and a marine fish by injected dyes. *Transactions of the American Fisheries society*, 96(2), 163-175.

- Kennedy, G. J. A., & Strange, C. D. (1981). Efficiency of electric fishing for salmonids in relation to river width. *Aquaculture Research*, 12(2), 55-60.
- Kennedy, M., & Fitzmaurice, P. (1974). Biology of the rudd *Scardinius erythrophthalmus* (L) in Irish waters. In *Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B: Biological, geological, and chemical science* (pp. 245-303). Royal Irish Academy.
- Kennedy, M., & Fitzmaurice, P. (1972). Some aspects of the biology of gudgeon *Gobio gobio* (L.) in Irish waters. *Journal of Fish Biology*, 4(3), 425-440.
- Kennedy, M., & Fitzmaurice, P. (1970). The biology of the tench *Tinca tinca* (L.) in Irish waters. In *Proceedings of the Royal Irish Academy. Section B: Biological, Geological, and Chemical Science* (pp. 31-82). Royal Irish Academy.
- Kim, J. H., Yoon, J. D., Baek, S. H., Park, S. H., Lee, J. W., Lee, J. A., & Jang, M. H. (2016). An efficiency analysis of a nature-like fishway for freshwater fish ascending a large Korean river. *Water*, 8(1), 3.
- Kim, J. O., & Ferree Jr, G. D. (1981). Standardization in causal analysis. *Sociological Methods & Research*, 10(2), 187-210
- Kirchgäßner, L. (2019). Zur Bestandsdynamik der Leitfischarten im Unterlauf der Enns (Oö.) nach Herstellung der Durchgängigkeit an drei aufeinanderfolgenden Standorten. Bachelor-Arbeit. Hochschule Weihenstephan – Triesdorf.
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'connell, M. F., & Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of freshwater fish*, 12(1), 1-59.
- Knaepkens, G., Baekelandt, K., & Eens, M. (2006). Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(1), 20-29.
- Knutson, M. G., & Klaas, E. E. (1998). Floodplain forest loss and changes in forest community composition and structure in the Upper Mississippi River: a wildlife habitat at risk. *Natural Areas Journal*, 18(2), 138-150.
- Koç, H. T., Erdoğan, Z., Tinkci, M., & Treer, T. (2007). Age, growth and reproductive characteristics of chub, *Leuciscus cephalus* (L., 1758) in the Ikizcetepeler dam lake (Balıkesir), Turkey. *Journal of Applied Ichthyology*, 23(1), 19-24.
- Kocik, J. F., & Taylor, W. W. (1995). Effect of juvenile steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) on age-0 and age-1 brown t rout (*Salmo trutta*) survival and growth in a sympatric nursery stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(1), 105-114.
- Köck, W. (2009). Die Implementation der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)*, 20(5), 227-233.

- Koed, A., Balleby, K., Mejlhede, P., & Aarestrup, K. (2006). Annual movement of adult pike (*Esox lucius* L.) in a lowland river. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(2), 191-199.
- Koljonen, S., Jormola, J., & Koskiaho, J. (2016). Bypass channels can serve as compensative reproduction habitat for salmonids. In 11th International Symposium on Ecohydraulics (ISE 2016). Engineers Australia. 232.
- Kondolf, G. M., Gao, Y., Annandale, G. W., Morris, G. L., Jiang, E., Zhang, J., ... & Hotchkiss, R. (2014). Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. *Earth's Future*, 2(5), 256-280.
- Kondolf, G. M. (1997). Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environmental Management*, 21, 533-551.
- Konečná, M., & Reichard, M. (2011). Seasonal dynamics in population characteristics of European bitterling *Rhodeus amarus* in a small lowland river. *Journal of fish biology*, 78(1), 227-239.
- Konečná, M., Jurajda, P., & Reichard, M. (2009). River discharge drives recruitment success of the European bitterling *Rhodeus amarus* in a regulated river in central Europe. *Journal of Fish Biology*, 74(7), 1642-1650.
- Kotusz, J., Witkowski, A., Baran, M., & Blachuta, J. (2006). Fish migrations in a large lowland river (Odra R., Poland)-based on fish pass observations. *Folia Zoologica*, 55(4), 386.
- Koutrakis, E. T., Kokkinakis, A. K., Tsikliras, A. C., & Eleftheriadis, E. A. (2003). Characteristics of the European bitterling *Rhodeus amarus* (Cyprinidae) in the Rihios river, Greece. *Journal of Freshwater Ecology*, 18(4), 615-624.
- Kováč, V., Katina, S., Copp, G. H., & Siryová, S. (2006). Ontogenetic variability in external morphology and microhabitat use of spirlin *Alburnoides bipunctatus* from the River Rudava (Danube catchment). *Journal of fish biology*, 68(4), 1257-1270.
- Kratt, L. F., & Smith, R. J. F. (1977). A post-hatching sub-gravel stage in the life history of the Arctic grayling, *Thymallus arcticus*. *Transactions of the American Fisheries Society*, 106(3), 241-243.
- Kraus, O. (1957). Staukraftwerke retten kranke Flußlandschaften. *Orion—Zeitschrift für Natur und Technik*, 12, 125-132.
- Kreisfischereiverein für Schwaben und Neuburg (1895). *Fischbuch für Schwaben und Neuburg*. 5 - 8.
- Křišťan, J., Stejskal, V., & Policar, T. (2012). Comparison of reproduction characteristics and broodstock mortality in farmed and wild eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.) females during spawning season under controlled conditions. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12(2), 191-197.

- Krpo-Četković, J., Hegediš, A., & Lenhardt, M. (2010). Diet and growth of asp, *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758), in the Danube River near the confluence with the Sava River (Serbia). *Journal of applied ichthyology*, 26(4), 513-521.
- Kruk, A. (2007). Role of habitat degradation in determining fish distribution and abundance along the lowland Warta River, Poland. *Journal of Applied Ichthyology*, 23(1), 9-18.
- Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American statistical Association*, 47(260), 583-621.
- Kucera, M. (1999). Fischökologische Untersuchungen einer Potamalfischaufstiegshilfe im Marchfeldkanal von 1993-98. Diplomarbeit / Masterarbeit, BOKU-Universität für Bodenkultur.
- Kuhl, Dietrich. (1993). Die Geschiebezugabe unterhalb der Staustufe Iffezheim von 1978 - 1992. In: *Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau* 70. Karlsruhe: Bundesanstalt für Wasserbau. S. 63-76.
- Küttel, S., Peter, A., & Wüest, A. (2002). Rhône Revitalisierung. Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. Bericht EAWAG, 5.
- Lahnsteiner, F., & Mansour, N. (2012). The effect of temperature on sperm motility and enzymatic activity in brown trout *Salmo trutta*, burbot *Lota lota* and grayling *Thymallus thymallus*. *Journal of fish biology*, 81(1), 197-209.
- Laine, A., Kamula, R., & Hooli, J. (1998). Fish and lamprey passage in a combined Denil and vertical slot fishway. *Fisheries Management and Ecology*, 5(1), 31-44.
- Lake, P. S. (2008). Flow-generated disturbances and ecological responses: floods and droughts. *Hydroecology and ecohydrology: past, present and future*. Wiley Press, New York, 75-92.
- Lake, M. D., Hicks, B. J., Wells, R. D. S., & Dugdale, T. M. (2002). Consumption of submerged aquatic macrophytes by rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.) in New Zealand. *Hydrobiologia*, 470(1-3), 13-22.
- Lammens, E. H. R. R. (1982). Growth, condition and gonad development of bream (*Abramis brama* L.) in relation to its feeding conditions in Tjeukemeer. In *Studies on Lake Vechten and Tjeukemeer, The Netherlands* (pp. 311-320). Springer, Dordrecht.
- Landergren, P. (1999). Spawning of anadromous rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum): a threat to sea trout, *Salmo trutta* L., populations?. *Fisheries Research*, 40(1), 55-63.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2006) Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern: Leitfaden; Teil 2., Umgehungsgewässer und fischpassierbare Querbauwerke.

- Larinier, M. (1998). Upstream and downstream fish passage experience in France. In: Jungwirth, M., Schmutz, S., & Weiss, S. (Eds.). (1998). Fish migration and fish bypasses (Vol. 4). Oxford: Fishing News Books.
- Leidel, G., & Franz, M. R. (Eds.). (1998). Altbayerische Flusslandschaften an Donau, Lech, Isar und Inn: Handgezeichnete Karten des 16. bis 18. Jahrhunderts aus dem Bayerischen Hauptstaatsarchiv (No. 37). Anton H. Konrad.
- Leuner, E., Klein, M., Bohl, E., Jungbluth, J. H., Gerber, J., Groh, K. (2000) Ergebnisse der Artenkartierungen in den Fließgewässern Bayerns – Fische, Krebse, Muscheln. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- Levene, H. (1960). Robust tests for equality of variances. In: I. Olkin, S.G. Ghurye, W. Hoeffding, W.G. Madow & H.B. Mann (Eds). Contributions to probability and statistics. Essays in honor of Harold Hotelling. Stanford University Press, Stanford, Carolina. 278-292.
- Libosvsky, J., & Lelek, A. (1965). Über die Artenselektivität beim elektrischen Fischfang. Zeitschr. f. Fischerei u. deren Hilfswiss., 13(3/4), 291-302.
- Linløkken, A. (1993). Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma river system, south-eastern Norway. Regulated Rivers: Research & Management, 8(1-2), 145-153.
- Lonzarich, D. G., Warren, Jr, M. L., & Lonzarich, M. R. E. (1998). Effects of habitat isolation on the recovery of fish assemblages in experimentally defaunated stream pools in Arkansas. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55(9), 2141-2149.
- Lorenz, A. W., Stoll, S., Sundermann, A., & Haase, P. (2013). Do adult and YOY fish benefit from river restoration measures?. Ecological Engineering, 61, 174-181.
- Louhi, P., Mäki-Petäys, A., & Erkinaro, J. (2008). Spawning habitat of Atlantic salmon and brown trout: general criteria and intragravel factors. River Research and Applications, 24(3), 330-339.
- Lucas, M. C., Mercer, T., Armstrong, J. D., McGinty, S., & Rycroft, P. (1999). Use of a flat-bed passive integrated transponder antenna array to study the migration and behaviour of lowland river fishes at a fish pass. Fisheries Research, 44(2), 183-191.
- Lucas, M. C. & Baras, E. (2001). Migration of freshwater fishes (Vol. 47). Oxford: Blackwell Science.
- Lucas, M. C. (2000). The influence of environmental factors on movements of lowland-river fish in the Yorkshire Ouse system. Science of the total environment, 251, 223-232.
- Lucas, M. C., & Batley, E. (1996). Seasonal movements and behaviour of adult barbel *Barbus barbus*, a riverine cyprinid fish: implications for river management. Journal of Applied Ecology, 1345-1358.

- Lüderitz, V., Speierl, T., Langheinrich, U., Völkl, W., & Gersberg, R. M. (2011). Restoration of the Upper Main and Rodach rivers—the success and its measurement. *Ecological Engineering*, 37(12), 2044-2055.
- Lumesberger-Loisl, F., Berg, K., Gumpinger, C. (2014). Zur Laichmigration der Bachschmerle (*Barbatula barbatula*, Linné 1758). *Österreichs Fischerei*, 67. Jahrgang, 253 – 261.
- Lundqvist, H., Rivinoja, P., Leonardsson, K., & McKinnell, S. (2008). Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated river and its effect on the population. In *Fish and Diadromy in Europe (ecology, management, conservation)*, 111-127. Springer, Dordrecht.
- Luszczek-Trojnar, E., Epler, P., Kopek, T., Szcerbik, P., Socha, M., & Drag-Kozak, E. (2005). The passage of fish through the fish pass in the Czchow reservoir dam [Poland] in autumn. *Acta Scientiarum Polonorum. Piscaria (Poland)*.
- MacCrimmon, H. R., & Marshall, T. L. (1968). World distribution of brown trout, *Salmo trutta*. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 25(12), 2527-2548.
- MacKenzie, A. R., & Greenberg, L. (1998). The influence of instream cover and predation risk on microhabitat selection of stone loach *Barbatula barbatula* (L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 7(2), 87-94.
- Maerten, E., Eens, M., & Knaepkens, G. (2007). Performance of a pool-and-weir fish pass for small bottom-dwelling freshwater fish species in a regulated lowland river. *Animal Biology*, 57(4), 423-432.
- Mallen-Cooper, M., & Brand, D. A. (2007). Non-salmonids in a salmonid fishway: what do 50 years of data tell us about past and future fish passage?. *Fisheries Management and Ecology*, 14(5), 319-332.
- Mallet, J. P., Lamouroux, N., Sagnes, P., & Persat, H. (2000). Habitat preferences of European grayling in a medium size stream, the Ain river, France. *Journal of Fish Biology*, 56(6), 1312-1326.
- Mallet, J. P. (1999). Recherche des facteurs de contrôle de la dynamique des populations d'ombre commun *Thymallus thymallus* (L. 1758) de la basse rivière d'Ain. Doctoral dissertation, Université Claude Bernard Lyon I.
- Mann, R. H. K. (1982). The annual food consumption and prey preferences of pike (*Esox lucius*) in the River Frome, Dorset. *The Journal of Animal Ecology*, 81-95.
- Mann, R. H. K. (1973). Observations on the age, growth, reproduction and food of the roach *Rutilus rutilus* (L.) in two rivers in southern England. *Journal of Fish Biology*, 5(6), 707-736.
- Marconato, A., Bisazza, A., & Fabris, M. (1993). The cost of parental care and egg cannibalism in the river bullhead, *Cottus gobio* L.(Pisces, Cottidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 32(4), 229-237.

- Marmulla, G. (2001). Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution (No. 419). Food & Agriculture.
- Marques, D. A., Lucek, K., Meier, J. I., Mwaiko, S., Wagner, C. E., Excoffier, L., & Seehausen, O. (2016). Genomics of rapid incipient speciation in sympatric threespine stickleback. *PLoS Genet*, 12(2), e1005887.
- Martyniak, A., & Heese, T. (1994). Growth rate and age composition of asp, *Aspius aspius* [L., 1758] from Pierzchaly Reservoir. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 1(24), 55-67.
- Mauthner-Weber, R. (2010). Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente Teil C: Arbeitssicherheit. Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Vienna, Austria.
- Mayr, C. (2014). LfU-Referat 57: Fisch- und Gewässerökologie. Vorstellung bei der Herbsttagung des Fischereiverbands Schwaben.
- McCully, P. (1996). Rivers no more: the environmental effects of dams (pp. 29-64). Zed Books.
- McKeown, B. A. (1984). Fish Migration. Croom Helm Ltd, London & Sydney.
- Melcher, A. H., & Schmutz, S. (2010). The importance of structural features for spawning habitat of nase *Chondrostoma nasus* (L.) and barbel *Barbus barbus* (L.) in a pre-Alpine river. *River Systems*, 19(1), 33-42.
- Meldgaard, T., Nielsen, E. E., & Loeschcke, V. (2003). Fragmentation by weirs in a riverine system: a study of genetic variation in time and space among populations of European grayling (*Thymallus thymallus*) in a Danish river system. *Conservation Genetics*, 4(6), 735-747.
- Meulenbroek, P., Drexler, S., Nagel, C., Geistler, M., & Waidbacher, H. (2018). The importance of a constructed near-nature-like Danube fish by-pass as a lifecycle fish habitat for spawning, nurseries, growing and feeding: a long-term view with remarks on management. *Marine and Freshwater Research*, 69(12), 1857-1869.
- Mills, S. C., & Reynolds, J. D. (2002). Host species preferences by bitterling, *Rhodeus sericeus*, spawning in freshwater mussels and consequences for offspring survival. *Animal Behaviour*, 63(6), 1029-1036.
- Mills, C. A., & Eloranta, A. (1985). Reproductive strategies in the stone loach *Noemacheilus barbatulus*. *Oikos*, 341-349.
- Mills, C. A., & Mann, R. H. K. (1983). The bullhead *Cottus gobio*, a versatile and successful fish.
- Mills, C. A., Welton, J. S., & Rendle, E. L. (1983). The age, growth and reproduction of the stone loach *Noemacheilus barbatulus* (L.) in a Dorset chalk stream. *Freshwater Biology*, 13(3), 283-292.

- Morris, D. (1954). The reproductive behaviour of the river bullhead (*Cottus gobio* L.), with special reference to the fanning activity. *Behaviour*, 1-32.
- Moser, M. L., Darazsdi, A. M., & Hall, J. R. (2000). Improving passage efficiency of adult American shad at low-elevation dams with navigation locks. *North American Journal of Fisheries Management*, 20(2), 376-385.
- Mueller, M., Pander, J., & Geist, J. (2011). The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. *Journal of Applied Ecology*, 48(6), 1450-1461.
- Muhlfeld, C. C., McMahon, T. E., Belcer, D., & Kershner, J. L. (2009). Spatial and temporal spawning dynamics of native westslope cutthroat trout, *Oncorhynchus clarkii lewisi*, introduced rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, and their hybrids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(7), 1153-1168.
- Nagel, C., Pander, J., Mueller, M., & Geist, J. (2020). Substrate composition determines emergence success and development of European nase larvae (*Chondrostoma nasus* L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 29(1), 121-131.
- Nakayama, S., Doering-Arjes, P., Linzmaier, S., Brieger, J., Klefoth, T., Pieterek, T., & Arlinghaus, R. (2018). Fine-scale movement ecology of a freshwater top predator, Eurasian perch (*Perca fluviatilis*), in response to the abiotic environment over the course of a year. *Ecology of Freshwater Fish*, 27(3), 798-812.
- Näslund, I., Nordwall, F., Eriksson, T., Hannersjö, D., & Eriksson, L. O. (2005). Long-term responses of a stream-dwelling grayling population to restrictive fishing regulations. *Fisheries research*, 72(2-3), 323-332.
- Näslund, I. (1989). Effects of habitat improvement on the brown trout, *Salmo trutta* L., population of a northern Swedish stream. *Aquaculture Research*, 20(4), 463-474.
- Nelva, A., Persat, H., & Chessel, D. (1979). A new method for investigating fish populations in large streams by multiple point abundance sampling [by electrofishing]. *Comptes Rendus Hebdomadaires des Seances de l'Academie des Sciences. Serie D (France)*.
- Northcote, T. G. (1997). Potamodromy in Salmonidae - Living and moving in the fast lane. *North American Journal of Fisheries Management*, 17(4), 1029-1045.
- Northcote, T. G. (1984). Mechanisms of fish migration in rivers. In *Mechanisms of migration in fishes* (pp. 317-355). Springer US.
- Nunn, A. D., Cowx, I. G., Frear, P. A., & Harvey, J. P. (2003). Is water temperature an adequate predictor of recruitment success in cyprinid fish populations in lowland rivers?. *Freshwater Biology*, 48(4), 579-588.
- Nurminen, L., Horppila, J., Lappalainen, J., & Malinen, T. (2003). Implications of rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) herbivory on submerged macrophytes in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 506(1-3), 511-518.

- Nygård, K. (2012). Movement and growth of European grayling *Thymallus thymallus* in two Norwegian rivers. Master's thesis, Institutt for biologi, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Nykänen, M. (2004). Habitat selection by riverine grayling, *Thymallus thymallus* L. (Doctoral dissertation, University of Jyväskylä).
- Nykänen, M., Huusko, A., & Lahti, M. (2004 b). Changes in movement, range and habitat preferences of adult grayling from late summer to early winter. *Journal of Fish Biology*, 64(5), 1386-1398.
- Nykänen, M., Huusko, A., & Lahti, M. (2004 a). Movements and habitat preferences of adult grayling (*Thymallus thymallus* L.) from late winter to summer in a boreal river. *Archiv für Hydrobiologie*, 161(3), 417-432.
- Nykänen, M., & Huusko, A. (2003). Size-related changes in habitat selection by larval grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 12(2), 127-133.
- Ock, G., Sumi, T., & Takemon, Y. (2013). Sediment replenishment to downstream reaches below dams: implementation perspectives. *Hydrological Research Letters*, 7(3), 54-59.
- Oelwein, C. (2005). Die Geschichte der Fischerei in Schwaben. Fischereiverband Schwaben e. V.
- O'Hara, R. B., & Kotze, D. J. (2010). Do not log-transform count data. *Methods in ecology and Evolution*, 1(2), 118-122.
- Ojanguren, A. F., & Braña, F. (2003). Thermal dependence of embryonic growth and development in brown trout. *Journal of Fish Biology*, 62(3), 580-590.
- Ottaway, E. M., & Clarke, A. (1981). A preliminary investigation into the vulnerability of young trout (*Salmo trutta* L.) and Atlantic salmon (*S. salar* L.) to downstream displacement by high water velocities. *Journal of fish biology*, 19(2), 135-145.
- Ovidio, M., Hanzen, C., Gennotte, V., Michaux, J., Benitez, J. P., & Dierckx, A. (2016). Is adult translocation a credible way to accelerate the recolonization process of *Chondrostoma nasus* in a rehabilitated river?. *Cybum*, 40(1), 43-49.
- Ovidio, M., & Philippart, J. C. (2008). Movement patterns and spawning activity of individual nase *Chondrostoma nasus* (L.) in flow-regulated and weir-fragmented rivers. *Journal of Applied Ichthyology*, 24(3), 256-262.
- Ovidio, M., Parkinson, D., Sonny, D., & Philippart, J. C. (2004). Spawning movements of European grayling *Thymallus thymallus* in the River Aisne (Belgium). *Folia Zoologica*, 53(1), 87.
- Ovidio, M., & Philippart, J. C. (2003). Long range seasonal movements of northern pike (*Esox lucius* L.) in the barbel zone of the River Ourthe (River Meuse basin, Belgium). *Aquatic telemetry: advances and applications*, 191-2002.

- Ovidio, M., Baras, E., Goffaux, D., Birtles, C., & Philippart, J. C. (1998). Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Belgian Ardennes. In *Advances in Invertebrates and Fish Telemetry* (pp. 263-274). Springer Netherlands.
- Palm, D., Brännäs, E., Lepori, F., Nilsson, K., & Stridsman, S. (2007). The influence of spawning habitat restoration on juvenile brown trout (*Salmo trutta*) density. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64(3), 509-515.
- Pander, J., & Geist, J. (2016). Can fish habitat restoration for rheophilic species in highly modified rivers be sustainable in the long run?. *Ecological Engineering*, 88, 28-38.
- Pander, J., & Geist, J. (2010). Seasonal and spatial bank habitat use by fish in highly altered rivers—a comparison of four different restoration measures. *Ecology of Freshwater Fish*, 19(1), 127-138.
- Pander, J., Mueller, M., & Geist, J. (2018). Habitat diversity and connectivity govern the conservation value of restored aquatic floodplain habitats. *Biological Conservation*, 217, 1-10.
- Pander, J., Mueller, M., Sacher, M., & Geist, J. (2016). The role of life history traits and habitat characteristics in the colonisation of a secondary floodplain by neobiota and indigenous macroinvertebrate species. *Hydrobiologia*, 772(1), 229-245.
- Pander, J., Mueller, M., & Geist, J. (2015). A comparison of four stream substratum restoration techniques concerning interstitial conditions and downstream effects. *River research and applications*, 31(2), 239-255.
- Pander, J., Mueller, M., & Geist, J. (2013). Ecological functions of fish bypass channels in streams: migration corridor and habitat for rheophilic species. *River Research and Applications*, 29(4), 441-450.
- Pardela, C. & Blasel, K. (2016). Der Fischpass Iffezheim - Jahresbilanz 2015 der Fischzählung an der Staustufe Iffezheim. Bericht im Auftrag des Landesfischereiverbandes Baden-Württemberg e. V.
- Parkinson, D., Philippart, J. C., & Baras, E. (1999). A preliminary investigation of spawning migrations of grayling in a small stream as determined by radio-tracking. *Journal of Fish Biology*, 55(1), 172-182.
- Parsley, M. J., Wright, C. D., Van Der Leeuw, B. K., Kofoot, E. E., Peery, C. A., & Moser, M. L. (2007). White sturgeon (*Acipenser transmontanus*) passage at the Dalles dam, Columbia River, USA. *Journal of Applied Ichthyology*, 23(6), 627-635.
- Pasquaud, S., Vasconcelos, R. P., França, S., Henriques, S., Costa, M. J., & Cabral, H. (2015). Worldwide patterns of fish biodiversity in estuaries: effect of global vs. local factors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 154, 122-128.

- Pasternack, G. B., Wang, C. L., & Merz, J. E. (2003). Application of a 2D hydrodynamic model to design of reach-scale spawning gravel replenishment on the Mokelumne River, California. *River Research and Applications*, 20(2), 205-225.
- Patimar, R., Zare, M., & Hesam, M. (2012). On the life history of spiralin *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782) in the qanat of Uzineh, northern Iran. *Turkish Journal of Zoology*, 36(3), 383-393.
- Patt P., Kraus W.; Jürging H. (2004). *Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern*. Springer, Berlin.
- Patzner, R. A., Weidinger, C., & Riehl, R. Ü. D. I. G. E. R. (2006). Die Eier heimischer Fische: 18. Nase-*Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758)(Cyprinidae). *ÖSTERREICHIS FISCHEREI*, 59(7), 163.
- Pavlov, D. S., Mikheev, V. N., Lupandin, A. I., & Skorobogatov, M. A. (2008). Ecological and behavioural influences on juvenile fish migrations in regulated rivers: a review of experimental and field studies. *Hydrobiologia*, 609(1), 125-138.
- Pelicice, F., & Agostinho, A. A. (2008). Fish-passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conservation biology*, 22(1), 180-188.
- Peñáz, M. (1996). *Chondrostoma nasus*-its reproduction strategy and possible reasons for a widely observed population decline-a review. In *Conservation of endangered freshwater fish in Europe* (pp. 279-285). Birkhäuser Basel.
- Persat, H., & Copp, G. H. (1990). Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. *Developments in electric fishing*, 197-209.
- Persson, L., & Greenberg, L. A. (1990). Juvenile competitive bottlenecks: the perch (*Perca fluviatilis*)-roach (*Rutilus rutilus*) interaction. *Ecology*, 71(1), 44-56.
- Peter, A. (1997). Untersuchungen zur Konkurrenz zwischen Bachforelle und Regenbogenforelle im Einzugsgebiet des Bodensees. Studie im Auftrag der Internationalen Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF), 1-119.
- Petersen, C. G. J. (1896). The yearly immigration of young plaice in the Limfjord from the German sea. *Report of the Danish Biological Station.*, 6, 1-48.
- Piecuch, J., Lojkásek, B., Lusk, S., & Marek, T. (2007). Spawning migration of brown trout, *Salmo trutta* in the Morávka reservoir. *Folia Zoologica*, 56(2), 201.
- Poisson, F., Gaertner, J. C., Taquet, M., Durbec, J. P., & Bigelow, K. (2010). Effects of lunar cycle and fishing operations on longline-caught pelagic fish: fishing performance, capture time, and survival of fish. *Fishery Bulletin*, 108(3), 268-281.
- Polacik, M., & Kovác, V. (2006). Fecundity and annual course of maturation in spiralin, *Alburnoides bipunctatus*. *Folia Zoologica*, 55(4), 399.

- Politou, C. Y., Economidis, P. S., & Sinis, A. I. (1993). Feeding biology of bleak, *Alburnus alburnus*, in Lake Koronia, northern Greece. *Journal of fish biology*, 43(1), 33-43.
- Pollux, B. J. A., Pollux, P. M. J., Korosi, A., Verberk, W. C. E. P., & Van der Velde, G. (2006). Reproduction, growth, and migration of fishes in a regulated lowland tributary: potential recruitment to the river Meuse. In *Living Rivers: Trends and Challenges in Science and Management* (pp. 105-120). Springer, Dordrecht.
- Pompei, L., Franchi, E., Giannetto, D., & Lorenzoni, M. (2012). Growth and reproductive properties of tench, *Tinca tinca* Linnaeus, 1758 in Trasimeno Lake (Umbria, Italy). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (406), 07.
- Pon, L. B., Cooke, S. J., & Hinch, S. G. (2006). Passage efficiency and migration behaviour of salmonid fishes at the Seton Dam Fishway. Final report for the Bridge Coastal Restoration Program, Project, 5.
- Prchalová, M., Horký, P., Slavík, O., Vetešník, L., & Halačka, K. (2011). Fish occurrence in the fishpass on the lowland section of the River Elbe, Czech Republic, with respect to water temperature, water flow and fish size. *Folia Zoologica*, 60(2), 104-114.
- Prchalová, M., Slavík, O., & Bartoš, L. (2006 b). Patterns of cyprinid migration through a fishway in relation to light, water temperature and fish circling behaviour. *International Journal of River Basin Management*, 4(3), 213-218.
- Prchalová, M., Vetešník, L., & Slavík, O. (2006 a). Migrations of juvenile and subadult fish through a fishpass during late summer and fall. *Folia Zoologica*, 55(2), 162.
- Prenda, J., Rossomanno, S., & Armitage, P. D. (2000). Changes in depth distribution and activity in small benthic riverine fishes under gradually changing light intensities. *limnetica*, 18, 75-80.
- Prignon, C., Micha, J. C., & Gillet, A. (1998). Biological and environmental characteristics of fish passage at the tailfer dam in the Meuse River, Belgium. Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books. Vienna (Austria). 69-84.
- Pugh, L. L., & Schramm Jr, H. L. (1998). Comparison of electrofishing and hoopnetting in lotic habitats of the lower Mississippi River. *North American Journal of Fisheries Management*, 18(3), 649-656.
- Pulg, U., Barlaup, B. T., Sternecker, K., Trepl, L., & Unfer, G. (2013). Restoration of spawning habitats of brown trout (*Salmo trutta*) in a regulated chalk stream. *River Research and Applications*, 29(2), 172-182.
- Pulg, U., & Schnell, J. (2011). Kieslaichplätze - ein vergessenes Habitat?. *Bayrische Akademie für Naturschutz und Landespflege* (Hrsg.): *Landschaftsökologische Grundlagen, Methoden, Anwendungen*, 118-123.

- Pulg, U. (2009). Laichplätze der Bachforelle (*Salmo trutta*) in der Moosach—die Bewertung ihrer Funktionsfähigkeit, ihre Degradierung und ihre Restaurierung (Doctoral dissertation, TU München).
- Pulliainen, E., & Korhonen, K. (1993). Does the burbot, *Lota lota*, have rest years between normal spawning seasons?. *Journal of fish biology*, 43(3), 355-362.
- Rakowitz, G., Berger, B., Kubecka, J., & Keckeis, H. (2008). Functional role of environmental stimuli for the spawning migration in Danube nase *Chondrostoma nasus* (L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 17(3), 502-514.
- Rakowitz, G., & Zweimüller, I. (2000). Influence of diurnal behaviour rhythms and water-level fluctuations on the migratory activities of fish in a backwater of the River Danube: a hydroacoustic study. *Aquatic Living Resources*, 13(5), 319-326.
- Ramler, D., & Keckeis, H. (2019). Effects of large-river restoration measures on ecological fish guilds and focal species of conservation in a large European river (Danube, Austria). *Science of the total environment*, 686, 1076-1089.
- Ramler, D., & Keckeis, H. (2018). Erste Ergebnisse des Fischmonitorings im Rahmen des Flussbaulichen Gesamtprojekts östlich von Wien: Ein Überblick. *Österreichs Fischerei*, 71, 89-101.
- Ratschan, C. (2014). Aspekte zur Gefährdung und zum Schutz des Huchens in Österreich. *Denisia*, 33, 443-462.
- Reckendorfer, W., Badura, H., & Schütz, C. (2019). Drawdown flushing in a chain of reservoirs - Effects on grayling populations and implications for sediment management. *Ecology and evolution*, 9(3), 1437-1451.
- Reckendorfer, W., Schmalfuss, R., Baumgartner, C., Habersack, H., Hohensinner, S., Jungwirth, M., & Schiemer, F. (2005). The Integrated River Engineering Project for the free-flowing Danube in the Austrian Alluvial Zone National Park: contradictory goals and mutual solutions. *Large Rivers*, 15(1-4), 613-630.
- Reichholf, J. (1990). Verzehren überwinternde Kormorane (*Phalacrocorax carbo*) abnorm hohe Fischmengen. *Mitt. Zool. Ges. Braunau*, 5(9), 12.
- Reineck, H. E. (1996). Die Iller, Geschichte der Morphologie, Sedimentologie und Ökonomie eines Alpenflusses. *Jahresberichte und Mitteilungen des Oberrheinischen Geologischen Vereins*, 417-457.
- Reiss, M. & Zipprich, N. (2014). Ökologische Durchgängigkeit von Verrohrungen kleiner Fließgewässer – Eine gewässerstrukturelle Erfassungsmethode. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46(5), 153 – 159.
- Reith, R. (2011). *Umweltgeschichte der frühen Neuzeit* (Vol. 89). Oldenbourg Verlag.
- Rey, P. (2002). Regenbogenforellen-Expertise mit besonderer Berücksichtigung der Situation im Alpenrheingebiet zwischen Sargans und Bodensee. *Hydra Konstanz*.

- Ripley, B., Venables, B., Bates, D. M., Hornik, K., Gebhardt, A. & Firth, D. (2019). Package 'mass'. Cran R, 538.
- Rippmann U., Müller W., Peter M. & Staub E. (2005). Erfolgskontrolle Kormoran und Fischerei sowie neuer Massnahmenplan 2005. Bericht der Arbeitsgruppe Kormoran und Fischerei, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- Rodgers-Gray, T. P., Jobling, S., Kelly, C., Morris, S., Brighty, G., Waldock, M. J., ... & Tyler, C. R. (2001). Exposure of juvenile roach (*Rutilus rutilus*) to treated sewage effluent induces dose-dependent and persistent disruption in gonadal duct development. *Environmental science & technology*, 35(3), 462-470.
- Rodríguez, M. A. (2002). Restricted movement in stream fish: the paradigm is incomplete, not lost. *Ecology*, 83(1), 1-13.
- Rodriguez-Ruiz, A., & Granado-Lorencio, C. (1992). Spawning period and migration of three species of cyprinids in a stream with Mediterranean regimen (SW Spain). *Journal of fish biology*, 41(4), 545-556.
- Rosenberg, D. M., Berkes, F., Bodaly, R. A., Hecky, R. E., Kelly, C. A., & Rudd, J. W. (1997). Large-scale impacts of hydroelectric development. *Environmental Reviews*, 5(1), 27-54.
- Roussel, J. M., & Bardonnnet, A. (1999). Ontogeny of diel pattern of stream-margin habitat use by emerging brown trout, *Salmo trutta*, in experimental channels: influence of food and predator presence. *Environmental Biology of Fishes*, 56(1-2), 253-262.
- Rudstam, L. G., Peppard, P. E., Fratt, T. W., Bruesewitz, R. E., Coble, D. W., Copes, F. A., & Kitchell, J. F. (1995). Prey consumption by the burbot (*Lota lota*) population in Green Bay, Lake Michigan, based on a bioenergetics model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(5), 1074-1082.
- Ruhlé, C. (1996). Decline and conservation of migrating brown trout (*Salmo trutta* f. of Lake Constance. In *Conservation of endangered freshwater fish in Europe* (pp. 203-211). Birkhäuser Basel.
- Rustadbakken, A., L'Abée-Lund, J. H., Arnekleiv, J. V., & Kraabøl, M. (2004). Reproductive migration of brown trout in a small Norwegian river studied by telemetry. *Journal of Fish Biology*, 64(1), 2-15.
- Ryan, P. A. (1975). Fish tagging with injected dyes. *Mauri Ora*, 3, 55-61.
- Ryder, R. A., & Pesendorfer, J. (1992). Food, growth, habitat, and community interactions of young-of-the-year burbot, *Lota lota* L., in a Precambrian Shield lake. *Hydrobiologia*, 243(1), 211-227.
- Saat, T., Lauringson, G., & Lees, J. (2003). Reproduction of stone loach, *Barbatula barbatula* (L.) in Estonia. *Folia biologica*, 51(Suppl.).

- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Leemans, R. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.
- Saila, S. B., Polgar, T. T., Sheehy, D. J., & Flowers, J. M. (1972). Correlations between alewife activity and environmental variables at a fishway. *Transactions of the American Fisheries Society*, 101(4), 583-594.
- Sakamoto, Y., Ishiguro, M., & Kitagawa, G. (1986). Akaike information criterion statistics. Dordrecht, The Netherlands: D. Reidel, 81.
- Santos, J. M., & Ferreira, M. T. (2008). Microhabitat use by endangered Iberian cyprinids nase *Iberochondrostoma almacai* and chub *Squalius aradensis*. *Aquatic Sciences*, 70(3), 272-281.
- Santos, J. M., Ferreira, M. T., Pinheiro, A. N., & Bochechas, J. H. (2006). Effects of small hydropower plants on fish assemblages in medium-sized streams in central and northern Portugal. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 16(4), 373-388.
- Santos, J. M., Ferreira, M. T., Godinho, F. N., & Bochechas, J. (2005). Efficacy of a nature-like bypass channel in a Portuguese lowland river. *Journal of Applied Ichthyology*, 21(5), 381-388.
- Santos, J. M., Ferreira, M. T., Godinho, F. N., & Bochechas, J. (2002). Performance of fish lift recently built at the Touvedo Dam on the Lima River, Portugal. *Journal of Applied Ichthyology*, 18(2), 118-123.
- Sarrazin, J. (1992): Fischerei auf der Iller. – In: Kettemann, O & U. Winkler (Hrsg.): Die Iller. Geschichten am Wasser von Noth und Kraft. Druckerzeugnisse des Schwäbischen Bauernhofmuseums Illerbeuren 5, 100 – 110
- Schiemer, F., Keckeis, H., Winkler, G., & Flore, L. (2000). Large rivers: the relevance of ecotonal structure and hydrological properties for the fish fauna. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 135, 487-508.
- Schiemer, F., & Spindler, T. (1989). Endangered fish species of the Danube River in Austria. *Regulated Rivers: Research & Management*, 4(4), 397-407.
- Schillinger, J. & Kellermann, J. (2013). Geschiebemanagement an der Donau; Zugabe von Tracer-Material und Monitoring. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hg.): Geomorphologische Prozesse unserer Flussgebiete, 15. Gewässermorphologisches Kolloquium am 13./14. November 2012 in Koblenz. BfG-Veranstaltungen. Koblenz, Bundesanstalt für Gewässerkunde. S. 38-45.
- Schletterer, M., Senn, G., Menghin, M., Hubmann, M., Schwarzenberger, R., Haas, C., ... & Asgeirsson, M. T. (2015). Technisches Fischmonitoring: Installation des ersten Riverwatcher Fischzählers in Österreich. *WasserWirtschaft*, 7/8, 2015. 103 – 108.

- Schlosser, I. J. (1995). Dispersal, boundary processes, and trophic-level interactions in streams adjacent to beaver ponds. *Ecology*, 908-925.
- Schludermann, E., Tritthart, M., Humphries, P., & Keckeis, H. (2012). Dispersal and retention of larval fish in a potential nursery habitat of a large temperate river: an experimental study. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(8), 1302-1315.
- Schmetterling, D. A., Pierce, R. W., & Liermann, B. W. (2002). Efficacy of three Denil fish ladders for low-flow fish passage in two tributaries to the Blackfoot River, Montana. *North American Journal of Fisheries Management*, 22(3), 929-933.
- Schmidt-Luchs, C. W. (2003). In der ganzen Welt zu Hause. Blinker 11/2003, Jahr Top Special Verlag GmbH & Co KG, D-22529 Hamburg.
- Schmidt, R. E., O'Reilly, C. M., & Miller, D. (2009). Observations of American eels using an upland passage facility and effects of passage on the population structure. *North American Journal of Fisheries Management*, 29(3), 715-720.
- Schmutz, S., Zitek, A., Zobl, S., Jungwirth, M., Knopf, N., Kraus, E., Bauer, T. & Kaufmann, T. (2001). Integrated approach to the conservation and restoration of Danube salmon, *Hucho hucho*, populations in Austria. *Freshwater Fish Conservation-Options for the Future*, Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, 157-173.
- Schmutz, S., Giefing, C., & Wiesner, C. (1998). The efficiency of a nature-like bypass channel for pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) in the Marchfeldkanalsystem. *Hydrobiologia*, 371, 355.
- Schubert, M., Teichert, M., Born, O., Gum, B., Paintner, S., Ring, T., Silkenat, W., Speierl, T., Vordermeier, T., Wunner, U. (2018). Fischzustandsbericht 2018. Hrsg: Institut für Fischerei, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Schulz, N. & Piery, G. (1982). Zur Fortpflanzung des Huchens (*Hucho hucho* L.) - Untersuchung einer Laichgrube. *Osterreichs Fischerei*, 35, 241-249.
- Schwalme, K., Mackay, W. C., & Lindner, D. (1985). Suitability of vertical slot and Denil fishways for passing north-temperate, nonsalmonid fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(11), 1815-1822.
- Schwartz, J. S., & Herricks, E. E. (2005). Fish use of stage-specific fluvial habitats as refuge patches during a flood in a low-gradient Illinois stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(7), 1540-1552.
- Schwarz, C. J. (2001). The Jolly-Seber model: more than just abundance. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 6(2), 195.
- Schwarzwälder, K., Abo el Wafa, H., & Rutschmann, P. (2017). FITHydro-Projekt untersucht Auswirkungen von Wasserkraft auf die Fließgewässerökologie. *Wasserwirtschaft*, 107(6), 62-63.

- Schwevers, U., & Adam, B. (2006). DWA-Themen: Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen–Auswertung durchgeführter Untersuchungen und Diskussionsbeiträge für Durchführung und Bewertung. Hennef (DWA–Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall eV), S, 123.
- Schwevers, U. & Adam, B. (1991). Zur Verbreitung faunenfremder Fischarten in Fließgewässern Mittelhessens. *Naturkunde und Naturschutz Mittelhessen*, 2, 57–65.
- Scott, D., & Irvine, J. R. (2000). Competitive exclusion of brown trout *Salmo trutta* L., by rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, in lake tributaries, New Zealand. *Fisheries Management and Ecology*, 7(3), 225-237.
- Seifert, K. (2016). Fischaufstiegsanlagen in Bayern. Hinweise und Empfehlungen zur Planung Bau und Betrieb. Landesfischereiverband Bayern e. V. und Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication–University of Illinois Press. Urbana, 117.
- Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3/4), 591-611.
- Shirvell, C. S., & Dungey, R. G. (1983). Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 112(3), 355-367.
- Slatick, E., & Basham, L. R. (1985). The effect of Denil fishway length on passage of some nonsalmonid fishes. *Marine Fisheries Review*, 47(1).
- Slavík, O., Horký, P., Randák, T., Balvín, P., & Bílý, M. (2012). Brown trout spawning migration in fragmented central European headwaters: Effect of isolation by artificial obstacles and the moon phase. *Transactions of the American Fisheries Society*, 141(3), 673-680.
- Slavík, O., Horký, P., & Bartoš, L. (2009). Occurrence of cyprinids in fish ladders in relation to flow. *Biologia*, 64(5), 999-1004.
- Slavík, O., & Bartoš, L. (2002). Factors affecting migrations of burbot. *Journal of Fish Biology*, 60(4), 989-998.
- Slavík, O. (1996). The migration of fish in the Elbe River below Strekov. *Ziva*, 4, 179-180.
- Smith, C., Reichard, M., Jurajda, P., & Przybylski, M. (2004). The reproductive ecology of the European bitterling (*Rhodeus sericeus*). *Journal of Zoology*, 262(02), 107-124.
- Smyly, W. J. P. (1957). The life-history of the bullhead or Miller's thumb (*Cottus gobio* L.). In *Proceedings of the Zoological Society of London* (Vol. 128, No. 3, pp. 431-454). Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.
- Smyly, W. J. P. (1955). On the biology of the stone-loach *Nemacheilus barbatula* (L.). *The Journal of Animal Ecology*, 167-186.

- Sprenger, W. (2003). Geologie und Flussgeschichte der Iller. Arbeitsgemeinschaft „Trinkwasserschutz Unteres Illertal“ (ARGETUI).
- Stanković, D., Stephens, M. R., & Snoj, A. (2016). Origin and introduction history of self-sustaining rainbow trout populations in Europe as inferred from mitochondrial DNA and a Y-linked marker. *Hydrobiologia*, 770(1), 129-144.
- Stanković, D., Crivelli, A. J., & Snoj, A. (2015). Rainbow trout in Europe: introduction, naturalization, and impacts. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 23(1), 39-71.
- Stammel, B., Cyffka, B., Geist, J., Müller, M., Pander, J., Blasch, G., ... & Weißbrod, M. (2012). Floodplain restoration on the Upper Danube (Germany) by re-establishing water and sediment dynamics: a scientific monitoring as part of the implementation. *River Systems*, 20(1-2), 55-70.
- Steffens, W. (2005). Ist die Regenbogenforelle eine „problematische gebietsfremde“ Fischart?. *Fischer & Teichwirt*, 56(06).
- Stein, F., Doering-Arjes, P., Fladung, E., Brämick, U., Bendall, B., & Schröder, B. (2016). Downstream migration of the European eel (*Anguilla anguilla*) in the Elbe River, Germany: movement patterns and the potential impact of environmental factors. *River Research and Applications*, 32(4), 666-676.
- Steinmann, P., Koch, W., & Scheuring, L. (1937). Die Wanderungen unserer Süßwasserfische, dargestellt auf Grund von Markierungsversuchen. *Zeitschrift für Fischerei*, 35, 369-467.
- Stepp, R. (1953). Zur Talgeschichte der mittleren Iller. *Geologica Bavarica*, 19, 168-185.
- Stojakowits, P., Epple, T., Merkel, W., Friedmann, A., & Wetzel, K. F. (2019). Wege zur Zielerreichung des "guten ökologischen Potenzials" am Beispiel der Iller zwischen Krugzell und Lautrach. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 63(5), 262-277.
- Stott, B. (1967). The movements and population densities of roach (*Rutilus rutilus* (L.)) and gudgeon (*Gobio gobio* (L.)) in the River Mole. *The journal of animal ecology*, 407-423.
- Stott, B., Elsdon, J. W. V., & Johnston, J. A. A. (1963). Homing behaviour in gudgeon (*Gobio gobio*, (L.)). *Animal behaviour*, 11(1), 93-96.
- Stuart, I. G., Zampatti, B. P., & Baumgartner, L. J. (2008). Can a low-gradient vertical-slot fishway provide passage for a lowland river fish community?. *Marine and Freshwater Research*, 59(4), 332-346.
- Stuart, I. G., & Mallen-Cooper, M. (1999). An assessment of the effectiveness of a vertical-slot fishway for non-salmonid fish at a tidal barrier on a large tropical/subtropical river. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 15(6), 575-590.

- Sumi, T., & Kantoush, S. A. (2010). Integrated management of reservoir sediment routing by flushing, replenishing, and bypassing sediments in Japanese river basins. In Proceedings of the 8th International Symposium on Ecohydraulics, Seoul, Korea (pp. 831-838).
- Suter, W. (1995). The effect of predation by wintering cormorants *Phalacrocorax carbo* on grayling *Thymallus thymallus* and trout (*Salmonidae*) populations: two case studies from Swiss rivers. *Journal of Applied Ecology*, 29-46.
- Svendsen, J. C., Koed, A., & Aarestrup, K. (2004). Factors influencing the spawning migration of female anadromous brown trout. *Journal of Fish Biology*, 64(2), 528-540.
- Tarkan, A. S. (2006). Reproductive ecology of two cyprinid fishes in an oligotrophic lake near the southern limits of their distribution range. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(2), 131-138.
- Taylor, C. M. (1997). Fish species richness and incidence patterns in isolated and connected stream pools: effects of pool volume and spatial position. *Oecologia*, 110(4), 560-566.
- TEEB (2010). The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature. A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB.
- Tesch, F. W. (1967). Aktivität und Verhalten wandernder *Lampetra fluviatilis*, *Lota lota* und *Anguilla anguilla* im Tidegebiet der Elbe. *Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 16(1-2), 92-111.
- Thedinga, J. F., Moles, A., & Fujioka, J. T. (1997). Mark retention and growth of jet-injected juvenile marine fish. *Fishery Bulletin*, 95(3), 629-633.
- Thedinga, J. F., & Johnson, S. W. (1995). Retention of jet-injected marks on juvenile coho and sockeye salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 124(5), 782-785.
- Treasure, J. W. (1981). Some aspects of the reproductive biology of perch *Perca fluviatilis* L. Fecundity, maturation and spawning behaviour. *Journal of Fish Biology*, 18(6), 729-740.
- Treer, T., Piria, M., Anicic, I., Safner, R., & Tomljanovic, T. (2006). Diet and growth of spirlin, *Alburnoides bipunctatus* in the barbel zone of the Sava River. *Folia Zoologica*, 55(1), 97.
- Treer, T., Habeković, D., Aničić, I., Safner, R., & Piria, M. (2000). Growth of five spirlin (*Alburnoides bipunctatus*) populations from the Croatian rivers. *Agriculturae Conspectus Scientificus*, 65(3), 175-180.
- Tsigaridas, M. (2016). Quantifizierung der jährlichen Geschiebefracht an der Rohrach (Iller) mit verschiedenen Methoden. Master-Arbeit am Institut für Geographie, Universität Augsburg (unveröffentlicht).
- Tukey, J. W., & Cleveland, W. S. (1984). The collected works of John W. Tukey (Vol. 1). Taylor & Francis.

- Ünver, B. (1998). An investigation on the reproduction properties of chub (*Leuciscus cephalus* L., 1758) in Lake Tödürge (Zara/SİVAS). *Turkish Journal of Zoology*, 22(2), 141-148.
- Uiblein, F., Jagsch, A., Kossner, G., Weiss, S., Gollmann, P., & Kainz, E. (2000). Untersuchungen zu lokaler Anpassung, Gefährdung und Schutz der Äsche (*Thymallus thymallus*) in drei Gewässern in Oberösterreich. *Österreichs Fischerei*, 53(4), 89-165.
- Uiblein, F., & Jagsch, A. (1994). Wassertemperatur, Laichaktivität und Laichplatzwahl–Beobachtungen an der Salzach-Äsche, *Thymallus thymallus* (Pisces; Salmonidae). *Artenschutzreport*, 4, 38-41.
- Van Damme, D., Bogutskaya, N., Hoffmann, R. C., & Smith, C. (2007). The introduction of the European bitterling (*Rhodeus amarus*) to west and central Europe. *Fish and Fisheries*, 8(2), 79-106.
- Van Leeuwen, C. H. A., Dokk, T., Haugen, T. O., Kiffney, P. M., & Museth, J. (2017). Small larvae in large rivers: observations on downstream movement of European grayling *Thymallus thymallus* during early life stages. *Journal of fish biology*, 90(6), 2412-2424.
- Vater, M. (1997). Age and growth of the undermouth *Chondrostoma nasus*. *Biologia, Bratislava*, 52(5), 653-661.
- Vincenzi, S., Crivelli, A. J., Jesensek, D., Rossi, G., & De Leo, G. A. (2011). Innocent until proven guilty? Stable coexistence of alien rainbow trout and native marble trout in a Slovenian stream. *Naturwissenschaften*, 98(1), 57-66.
- Vinyoles, D., De Sostoa, A., Franch, C., Maceda-Veiga, A., Casals, F., & Caiola, N. (2010). Life-history traits of the stone loach *Barbatula barbatula*. *Journal of Fish Biology*, 77(1), 20-32.
- Vøllestad, L. A., & L'Abée-Lund, J. H. (1987). Reproductive biology of stream-spawning roach, *Rutilus rutilus*. *Environmental Biology of fishes*, 18(3), 219-227.
- Vøllestad, L. A., Jonsson, B., Hvidsten, N. A., & Næesje, T. F. (1994). Experimental test of environmental factors influencing the seaward migration of European silver eels. *Journal of Fish Biology*, 45(4), 641-651.
- Vøllestad, L. A., Jonsson, B., Hvidsten, N. A., Naesje, T. F., Haraldstad, Ø., & Ruud-Hansen, J. (1986). Environmental factors regulating the seaward migration of European silver eels (*Anguilla anguilla*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43(10), 1909-1916.
- von Schönau, B. (1755 – 1785). *Das Fischereibuch des Fürststifts Kempten. Übertragen und kommentiert von Cornelia Oelwein. Fischereiverband Schwaben e.V., Staatsarchiv Augsburg. 2007.*
- Vonwiller, L., Vetsch, D. F., & Boes, R. M. (2018). Modeling streambank and artificial gravel deposit erosion for sediment replenishment. *Water*, 10(4), 508.

- Waidbacher, H. and G. Haidvogel (1998). Fish Migration and Fish Passage Facilities in the Danube: Past and Present. Fish Migration and Fish Bypasses. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 85-98.
- Walker, M. M., Diebel, C. E., & Green, C. R. (2000). Structure, function, and use of the magnetic sense in animals. *Journal of Applied Physics*, 87(9), 4653-4658.
- Walker, M. M., Diebel, C. E., Haugh, C. V., Pankhurst, P. M., Montgomery, J. C., & Green, C. R. (1997). Structure and function of the vertebrate magnetic sense. *Nature*, 390(6658), 371.
- Wang, N., & Eckmann, R. (1994). Effects of temperature and food density on egg development, larval survival and growth of perch (*Perca fluviatilis* L.). *Aquaculture*, 122(4), 323-333.
- Ward, J. V. (1989). "The 4-dimensional nature of lotic ecosystems." *Journal of the North American Benthological Society* 8(1): 2-8.
- Weber, N., Bouwes, N., & Jordan, C. E. (2014). Estimation of salmonid habitat growth potential through measurements of invertebrate food abundance and temperature. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(8), 1158-1170.
- Wedekind, C., & K  ng, C. (2010). Shift of spawning season and effects of climate warming on developmental stages of a grayling (*Salmonidae*). *Conservation Biology*, 24(5), 1418-1423
- Weiss, Fritz-Heinz. (1997). Die Isar - Problemflu   oder L  sungsansatz? Geschiebeproblematik. *Laufener Seminarbeitr  ge* 4/97, 53-61. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege.
- Wetzel, K. - F. (2020). Statusbericht ISOBEL 2019. Universität Augsburg, Institut f. Geographie. Unveröffentlichter Projektbericht.
- Whiteway, S. L., Biron, P. M., Zimmermann, A., Venter, O., & Grant, J. W. (2010). Do in-stream restoration structures enhance salmonid abundance? A meta-analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(5), 831-841.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W., Nehring, S. (2010). Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BFN-Skripten 279. Bundesamt für Naturschutz.
- Wiesner, C., Unfer, G., Tatzber, C., Müller, B., & Jungwirth, M. (2007). Inneralpinen Flussraummanagement Obere Mur, Arbeitspaket F. 2.3: Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischwanderhilfe beim Kraftwerk Murau. Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur.
- Wiesner, C., Jungwirth, M., Schmutz, S., Unfer, G., & Zitek, A. (2005). Importance of connectivity in the Danube River catchment. *Free Passage for Aquatic Fauna in Rivers and Other Water Bodies*, 142.

- Wiesner, E. (1986). Die Veränderung der Gewässer und der artenmäßigen Zusammensetzung der Fischbestände im Regierungsbezirk Schwaben. Berichte des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schwaben, 90, 66 - 99.
- Wiley, M. L., & Tsai, C. F. (1983). The relative efficiencies of electrofishing vs. seines in Piedmont streams of Maryland. North American Journal of Fisheries Management, 3(3), 243-253.
- Wilmsmeier, L., Schölzel, N. & Peter, A. (2019). Fischwanderung: Kontrollinstrument Zählbecken. Die unterschätzte Bedeutung der Reusenkehle. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt BAFU. 48 S.
- Witkowski, A., Bajić, A., Treer, T., Hegediš, A., Marić, S., Šprem, N., Piria, M. & Kapusta, A. (2013). Past and present of and perspectives for the Danube huchen, *Hucho hucho* (L.), in the Danube basin. Archives of Polish Fisheries, 21(3), 129-142.
- Wöllecke, B. & Schleifhacken, N. (2019). HDX-Fischmonitoring an der Wupper: Wanderbewegungen von Fischen in der Wupper sowie deren Schutz in einem Wanderkorridor mit 5 Wasserkraftanlagen. 30. SVK Binnenfischereitagung 2019.
- Yilmaz, F. (2002). Reproductive biology of the tench *Tinca tinca* (L., 1758) inhabiting Porsuk Dam lake (Kutahya, Turkey). Fisheries Research, 55(1-3), 313-317.
- Żarski, D., Kucharczyk, D., Sasinowski, W., Targońska, K., & Mamcarz, A. (2010). The influence of temperature on successful reproductions of Burbot, *Lota lota* (L.) under hatchery conditions. Pol. J. Nat. Sc, 25(1), 93-105.
- Zauner, G., Jung, M., Lauber, W., Mühlbauer, M., & Ratschan, C. (2017). Dynamischer Umgehungsarm Donaukraftwerk Ottensheim-Wilhering–Durchgängigkeit und Lebensraum. WasserWirtschaft, 12/2017, 51 – 57.
- Zauner, G., Jung, M., Ratschan, C., & Mühlbauer, M. (2016). Ökologische Sanierung von Fließstrecken und Stauhaltungen der österreichischen Donau – auf dem Weg zur Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 68(11-12), 503-518.
- Zeh, M., & Dönni, W. (1994). Restoration of spawning grounds for trout and grayling in the river High-Rhine. Aquatic sciences, 56(1), 59-69.
- Zhou, S., Tang, T., Wu, N., Fu, X., & Cai, Q. (2008). Impacts of a small dam on riverine zooplankton.
- Zitek, A., Wimmer, H., & Kaufmann, T. (2012). The potential of a video systems to monitor fish migrations at fish passes at the river Danube, Austria. In 9th International Symposium on Ecohydraulics 2012 Proceedings, Vienna (pp. 17-21).
- Zitek, A., G. Haidvogel, M. Jungwirth, P. Pavlas & S. Schmutz (2007). Ein ökologisch-strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich. AP 5 des MIRR Projektes - A Model

based Instrument for River Restoration. Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, BOKU: 139.

- Zitek, A., & Schreyer, N. (2005). Fischökologisches Monitoring der Fischwanderhilfe (FWH) an der „Herrschaftswehr“, Raabs a. d. Thaya im Rahmen des Projektes "Fischwanderhilfen Prototypen Thaya". Niederösterreichische Landesregierung, Gruppe Wasser.
- Zitek, A., Schmutz, S. & Jungwirth, M. (2004). Fischökologisches Monitoring an den Flüssen Pielach, Melk und Mank im Rahmen des EU-LIFE Projekts „Lebensraum Huchen“. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Gruppe Raumordnung und Umwelt, Abteilung Naturschutz, Gruppe Wasser, Abteilung Wasserbau.
- Zitek, A. & Schmutz, S. (2009). Über den Bau von Fischaufstiegsanlagen – Ergebnisse des MIRR-Projekts. Ingenieurbiologie / Genie Biologique 4/08
- Zitek, A. & Schmutz, S. (2004). Efficiency of restoration measures in a fragmented Danube/tributary network. In: Proceedings of the fifth international conference on ecohydraulics-aquatic habitats: analysis and restoration (12.-17.09.04), Madrid.

Rechtsnormen und Leitlinien

WRRL – Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (ABl. Nr. L 327 vom 22/12/2000 S. 0001 – 0073).

Websites

- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2015). Die europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und ihre Umsetzung in Bayern. <http://www.lfu.bayern.de/wasser/wrrl/index.htm>. 10.08.2015.
- Freyhof, J. (2014). *Squalius cephalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T61205A19009224. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T61205A19009224.en>. 20.11.2016.
- Freyhof, J. (2013). *Chondrostoma nasus*. The IUCN Red List of Threatened Species: e.T4789A97800985. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T4789A11094713.en>. 09.11.2016.
- Freyhof, J. (2011 e). *Cottus gobio*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T5445A97802083. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T5445A11147263.en>. 07.08.2020.
- Freyhof, J. (2011 d). *Gobio gobio*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T184448A8277959. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T184448A8277959.en>. 18.09.2016

- Freyhof, J. (2011 c). *Barbus barbus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T2561A9454585. <https://www.iucnredlist.org/species/2561/9454900>. 23.10.2016.
- Freyhof, J. (2011 b). *Barbatula barbatula*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T14494A4439010. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T14494A4439010.en>. 19.09.2016.
- Freyhof, J. (2011 a). *Thymallus thymallus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013 e.T21875A9333742. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T21875A9333742.en>. 23.06.2020
- Freyhof, J. & Kottelat, M. (2008 f). *Perca fluviatilis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T16580A6135168. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T16580A6135168.en>. 08.11.2016.
- Freyhof, J. & Kottelat, M. (2008 e). *Tinca tinca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T21912A9339248. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T21912A9339248.en>. 07.08.2020.
- Freyhof, J. & Kottelat, M. (2008 d). *Rutilus rutilus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T19787A9014741. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T19787A9014741.en>. 24.09.2016.
- Freyhof, J. & Kottelat, M. (2008 c). *Alburnus alburnus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T789A13079658. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T789A13079658.en>. 26.10.2016.
- Freyhof, J. & Kottelat, M. (2008 b). *Rhodeus amarus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T135635A4167105. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T135635A4167105.en>. 25.09.2016.
- Freyhof, J. & Kottelat, M. (2008 a). *Hucho hucho*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T10264A3186143. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T10264A3186143.en>. 09.10.2016.
- Gewässerkundlicher Dienst Bayern. (2020b). Pegel im Donaugebiet: Iller / Wiblingen. https://www.gkd.bayern.de/de/fluesse/abfluss/iller_lech/wiblingen-11405000/gesamtzeitraum. 22.02.2020.
- Gewässerkundlicher Dienst Bayern. (2020a). Pegel im Donaugebiet: Iller / Kempten. https://www.gkd.bayern.de/de/fluesse/abfluss/iller_lech/kempten-11402001/gesamtzeitraum. 22.02.2020
- NatureServe. (2013 b). *Lota lota*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T135675A18233691. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T135675A18233691.en>. 10.12.2016.

NatureServe. (2013 a). *Esox lucius*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T135631A15363638. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T135631A15363638.en>. 12.11.2016.

Pottgiesser, T., Kail, J., Seuter, S. & Halle, M. (2003): Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands. http://www.fliessgewaesserbewertung.de/downloads/typ_typenkarte_dez_2003.pdf. 12.08.2015.

Wasserwirtschaftsamt Kempten (2016). Illerursprung. http://www.wwa-ke.bayern.de/wasser_erleben/zu_fuss_per_rad/illerursprung/index.htm. 31.02.2016.

Wasserwirtschaftsamt Weilheim (2020). Maßnahmen. https://www.wwa-wm.bayern.de/fluesse_seen/massnahmen/geschiebemanagement_isar/4_massnahmen/index.htm. 07.07.2020.

Computerprogramme

fiBS 8.1.1 - Software zur fischbasierten Fließgewässerbewertung gemäß WRRL. Version 8.1.1 vom 17.10.2014.

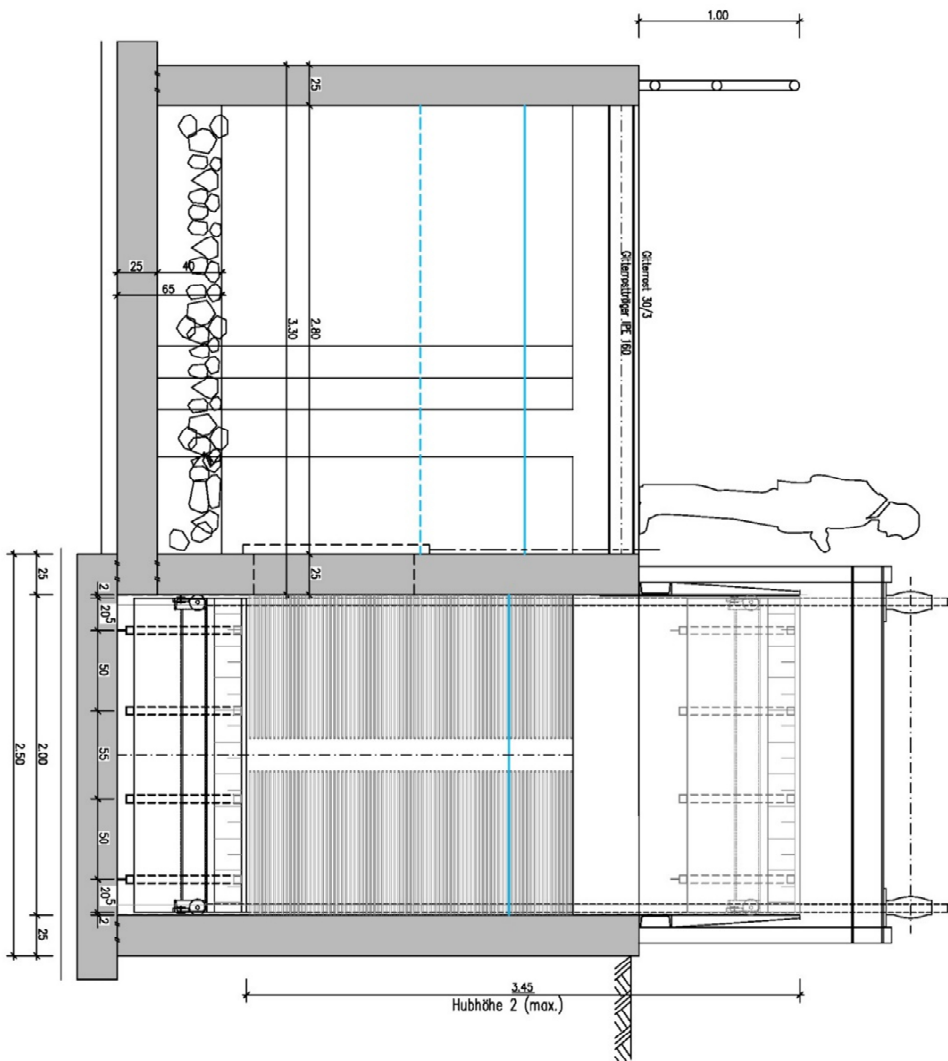
Primer-e. Version 7. Plymouth Routines in Multivariate Ecology Research. <https://www.primer-e.com/>

Past 3.26. Øyvind Hammer, Natural History Museum, University of Oslo. <https://folk.uio.no/ohammer/past/>

RStudio. RStudio Inc, 250 Northern Ave, Boston, MA 02210. <https://rstudio.com/>

Veusz 3.1. Jeremy Sanders. <https://veusz.github.io/>

Schnitt B - B, 1:20



II. Individuenzahlen der in den Zählbecken nachgewiesenen Fischarten

Anhang II: Individuenzahlen der zwischen dem 15.08.2016 und 31.12.2020 in den Zählbecken in den fünf Fischwanderhilfen sowie über alle Zählbecken summiert nachgewiesenen Fischarten.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Zählbecken												Summe			
		FWH4			FWH5			FWH6			FWH7					FWH8	
		Individuenzahl	Anteil [%]		Individuenzahl	Anteil [%]		Individuenzahl	Anteil [%]		Individuenzahl	Anteil [%]		Individuenzahl	Anteil [%]	Individuenzahl	Anteil [%]
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	1695	23,17		1235	9,70		207	2,30		150	1,76		58	0,46	3345	6,66
Bachforelle	<i>Salmo trutta fario</i>	59	0,81		134	1,05		56	0,62		51	0,60		42	0,33	342	0,68
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	163	2,23		61	0,48		75	0,83		154	1,80		253	2,01	706	1,41
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	446	6,10		354	2,78		258	2,86		301	3,53		385	3,06	1744	3,47
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	130	1,78		180	1,41		407	4,52		347	4,06		510	4,05	1574	3,14
Brachse	<i>Abramis brama</i>	6	0,08		35	0,27		30	0,33		29	0,34		10	0,08	110	0,22
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>	872	11,92		996	7,82		2112	23,45		3127	36,63		2465	19,56	9572	19,07
Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	891	12,18		214	1,68		222	2,47		453	5,31		3013	23,91	4793	9,55
Eilritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	3	0,04		1	0,01		0	0,00		0	0,00		1	0,01	5	0,01
Flussbarsch	<i>Percu fluviatilis</i>	1506	20,59		2398	18,83		1518	16,86		422	4,94		532	4,22	6376	12,70
Goldfisch	<i>Carassius gibelio auratus</i>	0	0,00		0	0,00		0	0,00		0	0,00		1	0,01	1	0,00
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	304	4,16		2062	16,19		249	2,76		165	1,93		1049	8,32	3829	7,63
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	0	0,00		0	0,00		0	0,00		1	0,01		0	0,00	1	0,00
Hecht	<i>Esox lucius</i>	46	0,63		69	0,54		102	1,13		39	0,46		42	0,33	298	0,59
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	13	0,18		7	0,05		6	0,07		6	0,07		4	0,03	36	0,07
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	10	0,14		8	0,06		3	0,03		2	0,02		62	0,49	85	0,17
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	1	0,01		0	0,00		0	0,00		0	0,00		0	0,00	1	0,00
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	682	9,32		4205	33,02		2983	33,12		2943	34,47		3816	30,28	14629	29,14
Mühlkoppe	<i>Cottus gobio</i>	3	0,04		0	0,00		4	0,04		67	0,78		11	0,09	85	0,17
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	21	0,29		32	0,25		29	0,32		18	0,21		9	0,07	109	0,22
Rapfen	<i>Leuciscus aspius</i>	1	0,01		0	0,00		0	0,00		3	0,04		15	0,12	19	0,04
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	182	2,49		246	1,93		184	2,04		104	1,22		100	0,79	816	1,63
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	106	1,45		272	2,14		129	1,43		32	0,37		99	0,79	638	1,27
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	13	0,18		20	0,16		12	0,13		21	0,25		5	0,04	71	0,14
Rutte	<i>Lota lota</i>	4	0,05		2	0,02		3	0,03		1	0,01		0	0,00	10	0,02
Saibling	<i>Salvelinus sp.</i>	6	0,08		4	0,03		6	0,07		12	0,14		2	0,02	30	0,06
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	53	0,72		56	0,44		196	2,18		46	0,54		23	0,18	374	0,75
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	99	1,35		141	1,11		215	2,39		42	0,49		95	0,75	592	1,18
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	0	0,00		2	0,02		0	0,00		0	0,00		0	0,00	2	0,00
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	0	0,00		1	0,01		0	0,00		1	0,01		0	0,00	2	0,00
Summe Individuen		7315	100,00		12735	100,00		9006	100,00		8537	100,00		12602	100,00	50195	100,00
Summe Arten		26			26			23			25			25		30	

III. Korrelationen und p-Werte der Umweltfaktoren untereinander

Anhang III: Korrelation der Umweltfaktoren untereinander. Unterhalb der Diagonalen finden sich die Korrelationswerte, oberhalb der Diagonalen die Signifikanzen (p-Werte) der Korrelationen. AF = Abfluss, DifAF = Differenz des Abflusses zum Vortag, Schweb = Schwebstoffgehalt, DifSchweb = Differenz des Schwebstoffgehalts zum Vortag, TaLa = Tageslänge, Mond = Tag des Mondzyklus, WindG = Windgeschwindigkeit, GloStr = Globalstrahlung, LD = Luftdruck, DifLD = Differenz des Luftdrucks zum Vortag, Temp = Wassertemperatur, DifTemp = Differenz der Wassertemperatur zum Vortag, MI = Magnitude Lokalbeben in Bayern, DifF = Differenz der Totalintensität des Erdmagnetfelds zum Vortag.

	AF	DifAF	Schweb	DifSchweb	TaLa	Mond	WindG	GloStr	LD	DifLD	Temp	DifTemp	MI	DifF
AF		3,53E-29	3,02E-34	8,21E-06	2,40E-05	1	1	1	1	0,00022824	1	6,58E-06	0,036072	1
DifAF	0,35859		9,11E-08	1	1	1	0,10811	0,0027029	0,58168	1	1	3,50E-06	1	1
Schweb	0,40388	-0,20305		6,53E-55	0,00025791	1	0,0037979	1	1	0,42594	0,36684	0,0016223	1	1
DifSchweb	0,1783	0,042259	0,49839		1	1	1	1	1	1	1	4,51E-07	1	1
TaLa	0,16345	-0,0033379	0,1563	0,0016567		1	7,65E-08	5,09E-227	0,082032	1	1,62E-171	1	0,012083	1
Mond	-0,039699	-0,024007	-0,05486	-0,015609	-0,0086821		1	1	1	1	1	1	1	1
WindG	0,027356	0,10335	-0,13698	-0,024779	-0,19432	-0,018902		0,78152	4,30E-06	0,019721	1,04E-10	1	0,42754	1
GloStr	-0,0048757	-0,1329	0,067123	-0,073105	0,80983	0,024166	-0,083866		2,91E-08	1	2,11E-120	8,32E-23	1	1
LD	-0,0021224	-0,087367	0,042628	-0,017452	0,10626	-0,078069	-0,17397	0,19984		2,16E-21	6,71E-06	1	1	1
DifLD	0,15048	0,06373	0,095366	0,066886	0,0068309	-0,017325	-0,11849	-0,050806	0,31206		1	0,00055315	1	1
Temp	-0,065059	0,0075952	0,098657	-0,0074198	0,77872	0,0080174	-0,24098	0,69302	0,18437	-0,0072999		1	1	1
DifTemp	-0,1709	-0,17441	-0,14336	-0,19477	0,071227	0,053922	0,061328	0,31981	-0,020899	-0,14467	0,081911		1	1
MI	0,11288	-0,025778	0,077302	0,024573	0,1217	-0,014986	-0,090191	0,049461	-0,032948	0,0044592	0,082522	-0,031426		1
DifF	0,015204	0,000685	0,013762	-5,34E-05	0,05988	-0,051238	-0,029164	0,050587	-0,066112	0,030712	0,046331	-0,02215	0,0079994	